ÉVALUATION DES EFFETS DU MÉTHOXYCHLORE DANS LES MILIEUX LOTIQUES

CNRC N° 20646

85-3200/

CONSEIL NATIONAL DE RECHERCHES DU CANADA

COMITÉ ASSOCIÉ SUR LES CRITÈRES SCIENTIFIQUES CONCERNANT

L'ÉTAT DE L'ENVIRONNEMENT

ÉVALUATION DES EFFETS DU MÉTHOXYCHLORE DANS LES MILIEUX LOTIQUES

SOUS-COMITÉ DES PESTICIDES ET DES COMPOSÉS ORGANIQUES INDUSTRIELS

Publication - CNRC n° 20646

du

Secrétariat de l'environnement

Droits de la Couronne réservés

1983

En vente, moyennant commandes prépayées, au:

Service des publications, NRCC/CNRC
Ottawa, Canada K1A 0R6

Prix : 5,00 $

Le Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement a été créé par le Conseil national de recherches du Canada en réponse à un mandat du gouvernement fédéral visant à élaborer des directives scientifiques pour définir la qualité de l'environnement. Ce Comité s'intéresse strictement aux critères scientifiques, les normes de pollution et les objectifs étant la responsabilité des autorités de réglementation et étant établis dans le but de lutter contre la pollution. Ces normes et objectifs sont d'abord basés sur des critères scientifiques, mais ils tiennent compte également de l'impact socio-économique optimal des mesures proposées ainsi que de l'état de la technologie existante.

Le programme du Comité associé comprend l'évaluation des données disponibles relatives à la probabilité des effets de produits de contamination sur les organismes récepteurs, ainsi que l'appréciation des principes fondamentaux et des connaissances scientifiques qui y sont apparentés. On s'intéresse surtout aux produits de contamination et aux organismes récepteurs (et leurs interactions) qui sont importants pour notre pays, car les évaluations faites dans d'autres pays ou dans d'autres régions ne s'avèrent pas toujours pertinentes pour le Canada.

Les membres du Comité associé, de ses Sous-comités et de ses Groupes d'experts siègent à titre volontaire et sont choisis suivant leur compétence individuelle et leur expérience applicable, tout en tenant compte de l'équilibre qu'il faut conserver entre tous les secteurs au Canada. La responsabilité de la qualité des documents d'étude appartient au Comité associé. Chaque rapport est soigneusement revu suivant une méthode comprenant des étapes multiples, méthode qui a été établie et qui est contrôlée par le Conseil national de recherches du Canada, afin de conserver l'objectivité dans la présentation de connaissances scientifiques, la publication et la diffusion d'un rapport n'étant effectuées qu'après révision complète.

Nous invitons les intéressés à émettre des commentaires sur les documents du Comité associé, commentaires qui seront ensuite soigneusement revus par des Groupes d'experts. On envisage la révision périodique de ces critères scientifiques au fur et à mesure des nouvelles connaissances.

Tous les ouvrages publiés par le Comité associé le sont en français et en anglais.

MANDAT DU SOUS-COMITÉ DES PESTICIDES ET PRODUITS CHIMIQUES ORGANIQUES INDUSTRIELS

1) Rédaction de rapports critiques faisant l'appréciation et la collation des diverses relations de cause à effet, permettant l'estimation des risques pour l'environnement liés à l'utilisation de produits chimiques organiques de synthèse au Canada. Ces documents établiront des critères servant à évaluer les modes d'utilisation présents et futurs; et

2) Identification des lacunes dans les critères disponibles et préparation de recommandations pour la recherche future dans ces domaines.

Pour remplir ce mandat, le Sous-comité a dressé une liste d'un certain nombre de composés prioritaires qui feront l'objet d'études. Des rapports exhaustifs mettront en perspective les observations diverses et quelque peu obscures dont fait état la littérature. Les documents comprennent des comptes rendus qui résument les critères disponibles et la recherche nécessaire. Ils contiennent également les données sur lesquelles est basée la vue d'ensemble.

Le mandat du Sous-comité ne comprend ni l'élaboration d'objectifs et de normes, ni le développement d'évaluations des risques, ni l'établissement de modes d'emploi homologués au Canada. Le Sous-comité ne tient nullement compte des aspects techniques, économiques, esthétiques, juridiques ou politiques, mais s'intéresse uniquement à l'information scientifique et aux critères environnementaux. Les documents constituent l'un des éléments nécessaires à la considération et à l'évaluation des risques. D'autres organismes, tant fédéraux que provinciaux, ont la responsabilité de décider des usages des produits chimiques organiques de synthèse au Canada et il leur appartient de trouver un juste milieu entre les risques et les avantages associés à l'emploi de ces produits dans notre société.

Veuillez adresser toute demande de renseignements concernant les activités du Sous-comité au : Secrétariat de l'environnement du Conseil national de recherches du Canada, Ottawa (Canada).

AVIS

CONCERNANT LES RAPPORTS DE CE SOUS-COMITE QUI CONTIENNENT DES DONNEES PROVENANT DE INDUSTRIAL BIOTEST LABORATORIES

Piclorame: les effets de son utilisation comme herbicide sur l'état de l'environnement. 1974. CNRC n° 13685

Endosulfan: ses effets sur l'état de l'environnement. 1976. CNRC n° 14099

Fénitrothion: effets de son utilisation sur l'état de l'environnement, et sa chimie. 1976. CNRC n° 14105

Fénitrothion: effets à long terme de son utilisation dans les écosystèmes forestiers - situation actuelle. 1977. CNRC n° 16074

Comptes rendus du symposium sur le fénitrothion: les effets à long terme de son utilisation dans les écosystèmes forestiers. 1977. CNRC n° 16073

Bacillus thuringiensis: ses effets sur l'état de l'environnement. 1977. CNRC n° 15386

Polychlorobiphényles: critères biologiques pour évaluer leurs effets sur l'état de l'environnement. 1979. CNRC n° 16078

Ecotoxicologie du chlorpyrifos. 1979. CNRC n° 16080

Carbofurane: critères pour interpréter les effets de son utilisation sur l'état de l'environnement. 1979. CNRC n° 16741

Il y a quatre ans environ, les autorités canadiennes et américaines se sont rendu compte d'irrégularités dans plusieurs rapports concernant des animaux et publiés par Industrial Biotest Laboratories Incorporated de Northbrook, Illinois, E.-U. Des chercheurs de Santé et Bien-être Canada avec leurs collègues américains de l'Environmental Protection Agency, en essayant de vérifier ces études, ont trouvé que les évaluations de la securité de 97 pesticides sont étayées, soit totalement, soit en partie, par les études provenant de Industrial Biotest Laboratories. D'après des tentatives de vérification, on trouve qu'une proportion considérable des études n'est pas valable. Ces organismes gouvernementaux ont demandé de refaire les études là où des renseignements nécessaires à l'évaluation des risques pour l'homme sont "suspects". On ne dispose pas encore des détails qui ont suscité leur demande.

Cet avis concerne les rapports suivants publiés par le Sous-comité des pesticides et des produits organiques industriels: piclorame, endosulfan, fénitrothion, Bacillus thuringiensis, polychlorobiphényles, chlorpyrifos et carbofurane. Dans ces documents figurent des études toxicologiques effectuées par les Laboratoires en question, études qui doivent être considérées "suspectes" à la lumière de la situation actuelle. Donc, en l'absence d'une validation sans équivoque, il faut éviter l'emploi des critères formulés selon les données provenant de Industrial Biotest Laboratories. Avec la publication d'autres renseignements sur la situation et d'études de remplacement, le Sous-comité examinera la nécessité de remettre à jour certains de ses rapports.

MEMBRES DU GROUPE D'EXPERTS SUR LE MÉTHOXYCHLORE

La présente monographie exprime l'opinion de l'ensemble du comité. La contribution de chaque membre est indiquée entre parenthèses.

D.G. Dixon (2.0)
Département de biologie
Université de Waterloo
Waterloo (Ontario) N2L 3G1

N.K. Kaushik (Président; 3.0)
Département de biologie environnementale
Université de Guelph
Guelph (Ontario) N1G 2W1

K.M. Lloyd (Secrétaire; 1.0; 3.0; 5.0)
Secrétariat de l'environnement
Division des sciences biologiques
Conseil national de recherches du Canada
100, Promenade Sussex
Ottawa (Ontario) K1A 0R6

D. Lush (Consultant)
IEC Beak Consultants Ltd.
6870 Gorway Drive
Mississauga (Ontario) L4V 1C9

J.R. Roberts (Agent désigné; 1.0; 3.0; 5.0)
Secrétariat de l'environnement
Conseil national de recherches du Canada
100, promenade Sussex
Ottawa (Ontario) K1A 0R6

P.R. West (6.0)
Département de chimie
Université de Victoria
Victoria (C.-B.) V8W 2Y2

D.D. Williams (3.0)
Division des sciences de la vie
Scarborough College
West Hill (Ontario) M1C 1A4

D. Wu (4.0)
Division de l'évaluation toxicologique
Bureau d'innocuité des produits chimiques
Direction des aliments
Direction générale de la protection de la santé
Santé et Bien-être Canada
Ottawa (Ontario) K1A 0L2

REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier les chercheurs qui ont réalisé les études *in situ* sur la rivière Athabasca et Saskatchewan d'avoir partagé leurs résultats et opinions avec nous au cours d'une rencontre tenue en octobre 1982 et tout au long de la préparation du présent document.

TABLE DES MATIÈRES

		PAGE
LISTE DES FIGURES		11
LISTE DES TABLEAUX		13
1.0	CRITIQUE ET RECOMMANDATIONS	15
1.1	Critique	15
1.1.1	Prologue	15
1.1.2	Critères écologiques	16
1.1.2.1	Capacités d'évaluation dans les rivières Athabasca et Saskatchewan	17
1.1.3	Critères toxicologiques	19
1.2	Recommandations	25
1.2.1	Recommandations concernant l'utilisation du méthoxychlore	25
1.2.2	Plan général d'une étude des effets	27
2.0	EFFETS TOXICOLOGIQUES DU MÉTHOXYCHLORE SUR LE POISSON	31
2.1	Poisson adulte	31
2.1.1	Effets aigus	31
2.1.2	Effets chroniques	39
2.2	Jeunes poissons	40
2.3	Effet de la préparation sur la toxicité	41
3.0	EFFETS DU MÉTHOXYCHLORE SUR LES INVERTÉBRÉS AQUATIQUES NON VISÉS	43
3.1	Toxicité du méthoxychlore pour les invertébrés aquatiques non visés	43
3.2	Contrôle des perturbations	44
3.2.1	Structure de la communauté	44
3.2.2	Invertébrés à la dérive	48
3.2.3	Émergence des invertébrés	48
3.2.4	Évaluation du rétablissement après une perturbation	49
3.3	Études portant sur le contrôle des perturbations	52
3.3.1	Rivière Athabasca	52
3.3.2	Rivière Saskatchewan	60
3.3.3	Résumé des perturbations subies par les populations d'invertébrés benthiques	66
3.4	Critères d'évaluation des effets	67
4.0	TOXICOLOGIE CHEZ LES MAMMIFÈRES	71
4.1	Pouvoir carcinogène	71

TABLE DES MATIÈRES (suite)

		PAGE
4.2	Pouvoir mutagène	77
4.3	Pouvoir oestrogène	78
4.4	Reproduction	80
4.5	Pouvoir tératogène	81
5.0	EXPOSITION DUE À L'INGESTION DE POISSONS ET D'EAU CONTAMINÉE	83
5.1	Ingestion de poissons contaminés par le méthoxychlore	83
5.2	Ingestion d'eau contaminée par le méthoxychlore	85
6.0	ASPECTS CHIMIQUES DE L'INJECTION DE MÉTHOXYCHLORE DANS DES COURS D'EAU À DEBIT ÉLEVÉ	87
6.1	Propagation en aval: résumé de la dispersion observée au cours de l'étude sur la rivière Athabasca, 1974-1976	87
6.2	Dispersion au sein du système aquatique	88
6.2.1	Concentré émulsifiable	88
6.2.2	Transfert de méthoxychlore à la charge de ruissellement de la rivière Athabasca	98
6.2.2.1	Transfert à partir de l'eau	98
6.2.2.2	Transfert à partir des micelles	98
6.2.3	Transfert des phases mobiles au charriage	100
6.3	Persistance du méthoxychlore	100
6.3.1	Dosage du méthoxychlore	102
6.3.1.1	Méthodes	102
6.3.1.2	Récupération et contamination	102
6.3.1.3	Protocole d'échantillonnage	104
6.3.2	Chimie du méthoxychlore	106
6.3.2.1	Méthodes de préparation à l'échelle industrielle	106
6.3.2.2	Conséquences des impuretés	115
6.3.3	Mécanismes de dégradation du méthoxychlore	117
6.3.3.1	Processus d'élimination à partir de l'eau, du biote et des sédiments	117
6.3.3.2	Conséquences de la dégradation	118
RÉFÉRENCES		123
INDEX		140

LISTE DES FIGURES

FIGURE		PAGE
6-1	Courbe caractéristique temps-concentration	89
6-2	Résidus de méthoxychlore dans des échantillons d'eau superficielle prélevés à 1,9 km en aval du point de traitement sur la rivière Athabasca, en 1975	89
6-3	Résidus de méthoxychlore dans des échantillons d'eau superficielle prélevés à 16,9 km en aval du point de traitement sur la rivière Athabasca, en 1975	90
6-4	Résidus de méthoxychlore dans des échantillons d'eau superficielle prélevés à 40 km en aval du point de traitement sur la rivière Athabasca, en 1975	91
6-5	Intégrale de l'exposition dans l'eau et dans la charge de ruissellement en fonction de l'éloignement à partir du point de traitement sur la rivière Athabasca, 1974-1976	92
6-6	Charge totale de méthoxychlore dans l'eau et dans la charge de ruissellement en fonction de l'éloignement à partir du point de traitement sur la rivière Athabasca, 1974-76	92
6-7	Résidus de méthoxychlore dans des échantillons d'eau superficielle prélevés à 77 km en aval du point de la deuxième application sur la rivière Athabasca, 1976	93
6-8	Moyenne des résidus de méthoxychlore dans des échantillons de charriage prélevés aux sites 2,3 et 4, à 77 km en aval du point de la deuxième application sur la rivière Athabasca, 1976	93
6-9	Résidus de méthoxychlore dans des échantillons d'eau superficielle prélevés à 176 km en aval du point de la deuxième application sur la rivière Athabasca, 1976	94
6-10	Moyenne des résidus de méthoxychlore dans des échantillons de charriage prélevés aux sites 1,2,3 et 4, à 176 km en aval du point de la deuxième application sur la rivière Athabasca, 1976	94
6-11	Relation entre l'exposition intégrée maximale et l'éloignement du point d'injection pour la phase de brassage et la phase efficace	96

LISTE DES FIGURES (suite)

FIGURE		PAGE
6-12	Structure d'une micelle	99
6-13	Courbe illustrant la variation des résidus dans un lit de rivière en fonction du temps lors d'un traitement théorique	101
6-14	Préparation du méthoxychlore	107
6-15	Analyse par CLHP en phase normale des impuretés concentrées provenant du méthoxychlore	109
6-16	Analyse par CLHP en phase normale des préparations de méthoxychlore en concentré émulsifiable à 25% utilisées sur la rivière Athabasca, 1980-81	112
6-17	Analyse par CLHP en phase normale des préparations de méthoxychlore en concentré émulsifiable à 25% utilisées sur la rivière Athabasca, 1979	113
6-18	Analyse par CLHP en phase normale des préparations de méthoxychlore en concentré émulsifiable à 25% utilisées sur la rivière Athabasca, 1982	114
6-19	Mécanismes de dégradation du méthoxychlore	119
6-20	Analyse par CLHP en phase inversée des impuretés dans du méthoxychlore exposé en mince pellicule à la lumière du soleil	120

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU		PAGE
1-1	Méthodes d'échantillonnage et capacités d'évaluation	20
2-1	Études en laboratoire sur la toxicité aiguë et chronique du méthoxychlore chez le poisson	32
2-2	Concentration de méthoxychlore dans le foie de poissons exposés à 300 $\mu g.L^{-1}$ du concentré émulsifiable	35
2-3	Temps nécessaire à l'apparition des premiers signes de morbidité chez le poisson exposé à 300 µg de méthoxychlore.L^{-1}	36
3-1	Études en laboratoire sur la toxicité aiguë et chronique du méthoxychlore pour les invertébrés aquatiques non visés	46
3-2	Contrôle des effets sur les invertébrés aquatiques de la rivière Athabasca	50
3-3	Variation du nombre d'insectes benthiques prélevés dans la rivière Athabasca par échantillonnage ponctuel après le traitement au méthoxychlore, le 20 mai 1980	53
3-4	Variation du nombre d'insectes benthiques prélevés dans la rivière Athabasca par échantillonnage ponctuel après le premier traitement au méthoxychlore, le 20 mai 1981	55
3-5	Variation du nombre d'insectes benthiques prélevés dans la rivière Athabasca par échantillonnage ponctuel après un second traitement au méthoxychlore, le 19 juin 1981	56
3-6	Analyse de groupe comparant les points communs de sites témoins et traités avant et après les traitements au méthoxychlore du 19 juin 1981 sur la rivière Athabasca	58
3-7	Contrôle des effets sur les invertébrés aquatiques de la rivière Saskatchewan, 1978-1981	61
3-8	Comparaison des communautés benthiques prélevées dans la rivière Saskatchewan au moyen de l'indice de ressemblance de Morisita	63

LISTE DES TABLEAUX (suite)

TABLEAU		PAGE
4-1	Comparaison de certaines données sur les tumeurs provenant des mêmes études, rapportées par Reuber et par d'autres chercheurs	72
4-2	Pouvoir oestrogène in vitro et in vivo	79
5-1	Concentrations de méthoxychlore dans des truites arc-en-ciel d'un an maintenues en cage dans la rivière Athabasca (Alberta) à différents moments après le traitement de la rivière avec du méthoxychlore au taux de 300 $\mu g.L^{-1}$	84
6-1	Concentration maximale de méthoxychlore dans trois fractions d'eau prélevées sous la surface le 4 juin 1975, à 16,9 km en aval du point de traitement sur la rivière Athabasca	97
6-2	Structure des constituants du méthoxychlore technique détectés par chromatographie en phase gazeuse/spectrométrie de masse et par CLHP en phase normale	110
6-3	Composition d'échantillons de méthoxychlore commercial	116

1.0 CRITIQUE ET RECOMMANDATIONS

1.1 CRITIQUE

1.1.1 PROLOGUE

L'apparition d'un grand nombre de mouches noires a suscité des problèmes d'ordre économique en Alberta et en Saskatchewan au fur et à mesure que les terres septentrionales étaient utilisées pour l'élevage. Les plaintes des éleveurs dans les régions concernées ont amené les organismes fédéraux et provinciaux à réaliser des études, notamment des analyses des effets sur l'environnement, destinées à évaluer l'efficacité du méthoxychlore comme larvicide sur les rivières Athabasca et Saskatchewan. Il faut tenir compte des questions concernant l'action du méthoxychlore sur les organismes aquatiques non visés lorsqu'on étudie les effets d'un pesticide sur le biote des systèmes lotiques (c.-à-d. des cours d'eau).

En ordonnant la rédaction du présent rapport, le Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement a reconnu le besoin d'élaborer un cadre de travail global rejoignant l'ensemble des conséquences sur les environnements lotiques. Le projet comprenait donc deux objectifs[a] :

1) la critique des critères d'évaluation de l'action du méthoxychlore sur les environnements lotiques, et

2) l'évaluation de la méthodologie courante servant à déceler les effets des agents de stress exogènes (comme les pesticides) au sein des environnements lotiques.

Les risques réelles ou soupçonnés de l'introduction de produits chimiques dans un cours d'eau sont encore mal connus. Comme la société ne peut pas se permettre de répondre à chaque question, il faut donner la priorité aux sujets essentiels à l'évaluation des effets. Il faut connaître les exigences scientifiques et socio-économiques pour définir l'importance de ces derniers. Le jugement ne doit pas uniquement refléter les conséquences écologiques mais aussi les contraintes scientifiques

---

[a] Le présent document ne revoit pas en détail la littérature sur le méthoxychlore (à ce sujet, voir Gardner et Bailey 1975; EPA 1983). L'utilisation du méthoxychlore dans les systèmes fluviaux canadiens est une occasion unique d'apprécier les techniques d'évaluation de l'action d'un produit sur les systèmes lotiques. La littérature à laquelle on s'est référée se limitait aux études du même type. Les services bibliographiques à jour à la fin de 1981 ont été utilisés.

et les attentes du public. Lorsqu'ils omettent de porter de tels jugements et de bien définir les objectifs dès le début des travaux, les chercheurs ont tendance à ne recueillir que des informations qui reflètent souvent leur opinion personnelle sur le sujet, au lieu de résoudre les questions essentielles à la prise de décision. Comme l'ont fait remarquer Beanlands et Duinker (1983) les évaluations des effets sur l'environnement effectuées au Canada ne suivaient pas en général une stratégie initiale, ce qui s'est traduit par une mauvaise utilisation du temps et des ressources disponibles.

Pour élaborer des programmes d'évaluation productifs, il faut absolument choisir les critères appropriés dès le début. Dans le cas d'un effet chimique sur des systèmes fluviaux, on doit considérer deux types de critères, soit les critères écologiques et les critères toxicologiques. À notre avis, les critères écologiques, dont l'analyse doit être l'objectif de toute évaluation comprenant un programme de contrôle in situ, correspondent à la stabilité de la communauté (donc, au maintien des processus biologiquement essentiels et des organismes associés) et aux effets sur les populations d'organismes "souhaitables" du point de vue économique ou esthétique (par exemple les espèces de poisson essentielles à la pêche commerciale ou sportive). Pour ce qui est des critères toxicologiques, il faut identifier les effets directs sur chaque espèce et considérer le cas des humains.

1.1.2 CRITÈRES ÉCOLOGIQUES (Voir Section 3)

Il faut identifier trois facteurs si l'on choisit comme critère écologique la stabilité de la communauté. Ces facteurs sont : 1) les groupes d'organismes dont les rôles sont essentiels à la stabilité de la communauté; 2) le degré de taxinomie nécessaire pour identifier ces rôles; 3) le degré de variation naturelle au sein du système. Malheureusement, les écologistes n'ont pas établi de relations permettant de prévoir quels sont les organismes ou groupes d'organismes essentiels à la stabilité d'une communauté donnée. C'est pourquoi un changement dans la structure d'une communauté ne correspond pas nécessairement à un effet délétère sur sa stabilité ou sur son fonctionnement. Dans le cas de l'évaluation, il faut d'abord identifier un changement au niveau de l'espèce, car c'est uniquement à ce niveau qu'il est possible de caractériser l'habitat, l'alimentation, les fonctions dans les cycles énergétiques et alimentaires et les concentrations admissibles correspondantes. Néanmoins, pour être utile comme indicateur des effets, le changement doit être analysé en fonction de ses effets sur l'ensemble du système. Le problème fondamental vient du fait que notre compréhension actuelle des relations écologiques décrivant les écosystèmes aquatiques ne nous permet pas d'interpréter les changements à court terme (généralement mesurés dans le cadre de programmes de contrôle) et d'en déduire les effets à long terme (années).

Par exemple, les écologistes ont étudié les effets sur les écosystèmes en mesurant in situ les perturbations, tels que les variations avec le temps du nombre d'organismes d'une catégorie trophique donnée ou les changements de productivité primaire ou secondaire. Le principal inconvénient de la première approche vient du fait que les relations trophiques, bien qu'elles décrivent les transferts d'énergie globaux et le déplacement des substances dans les communautés, ne peuvent avoir la même importance fonctionnelle pour tous les membres de la communauté. Certaines études ont montré que pour les organismes d'une catégorie trophique donnée, l'élimination d'une espèce peut provoquer l'écroulement du système, alors que l'élimination d'une autre espèce n'aurait aucun effet apparent. Dans un écosystème donné, l'identité des constituants essentiels au maintien du système ne peut être prévue à partir des premiers principes. La productivité primaire (essentiellement croissance végétale) et la productivité secondaire (croissance des consommateurs) servent souvent à mesurer les changements globaux touchant la communauté. Toutefois, les effets d'une petite variation de productivité primaire sur les organismes appartenant à des niveaux trophiques beaucoup plus élevés passeront souvent inaperçus et ne pourront donc être décelés de cette façon. Plus précisément, les changements subtils mais déterminants à long terme, ayant pu intervenir dans les mécanismes de biocontrôle et les cycles alimentaires ou énergétiques, ne peuvent être mesurés uniquement à partir de la productivité. Il revient donc à l'évaluateur d'identifier les processus écologiques les plus sensibles pendant la période de stress et les interruptions qui pourraient provoquer des changements inacceptables pour les espèces importantes du point de vue écologique, économique ou esthétique. De nouveau, le problème fondamental vient du fait que même si les études ont été bien conçues, les principes écologiques ne permettent pas, dans la plupart des cas, de prévoir les effets à long terme des perturbations.

1.1.2.1 Capacités d'évaluation dans les rivières Athabasca et Saskatchewan (Voir Section 3.3)

À notre avis, les critères écologiques (maintien de la stabilité de la communauté et maintien des espèces "souhaitables") doivent servir de point de départ à l'évaluation des perturbations observées au cours des études sur les rivières Athabasca et Saskatchewan (Tableau 1-1). Les chercheurs ont observé une augmentation (de plusieurs ordres de grandeur) du nombre d'organismes non visés (ONV) flottant à la dérive immédiatement après le traitement; une sensibilité variable au méthoxychlore chez les ONV; et, en général, un taux de rétablissement, exprimé en nombre de ONV aux sites traités, comparable à celui des sites témoins non traités à la fin de l'été. À certains sites traités, espèces dominantes avait changé par rapport aux sites témoins. Les divers régimes de traitement appliqués à la rivière n'ont provoqué directement aucune hécatombe chez les poissons. Retenons cependant, que les stocks de poissons n'ont pas été dénombrés au moyen de techniques validées.

Il faut connaître qu'au début de ces études peu de travaux avaient déjà été réalisés sur les systèmes fluviaux. Les premières études n'étaient que de nature expérimentale et ce n'est que depuis des études récentes que l'on possède les techniques appropriées pour résoudre les problèmes. Compte tenu de ces facteurs, voici quelques remarques à propos des perfectionnements réalisés dans les études résumées au Tableau 1-1. Ce n'est qu'au cours des études récentes, réalisées sur la rivière Saskatchewan, que les organismes ont été classés suivant des catégories trophiques plus générales, basées sur les modes d'alimentation (par exemple, organismes se nourrissant de substances en suspension, prédateurs, herbivores), et jusqu'à maintenant on n'a pas cherché à déterminer quelles étaient les espèces essentielles au maintien de la stabilité de la communauté. Dans toutes les études, sauf les plus récentes, l'identification se limitait au genre ou à une catégorie plus générale. C'est pourquoi on ne pouvait déceler les changements d'espèces ou d'abondance des diverses espèces au sein d'un même genre. Comme les techniques étaient encore au stade de l'expérimentation au moment de la saisie des données avant le traitement de la rivière Athabasca, l'information recueillie était insuffisante pour qu'on puisse comparer les résultats obtenus par la suite. En rétrospective, il faut recueillir des données pendant au moins deux ans avent le traitement, après la mise au point des techniques d'échantillonnage, pour évaluer les écarts naturels prévisibles dans le genre d'étude dont il est question ici.

Les conclusions tirées de ces études sont basées uniquement sur la supposition que les sites témoins non traités peuvent être comparés aux sites traités même jusqu'à 240 km en aval. Il faut prendre plusieurs exemplaires de chaque échantillon en raison de l'écart considérable que présentent les résultats des prélèvements benthiques. Ainsi, on atteindra un niveau de confiance statistique correspondant aux objectifs de l'étude. Encore une fois, le nombre d'exemplaires relevés n'a été mentionné que dans les études récentes, mais il ne correspondait malheureusement pas aux objectifs de l'étude. Sans base de données appropriées sur les écarts naturels et sur le niveau de confiance statistique de l'échantillonnage, l'interprétation des résultats est très subjective et peut facilement être mise en doute. Finalement, aucun apport ne décrit les sites de prélèvements de façon assez détaillée pour qu'on puisse définir leur contribution à l'ensemble du système du point de vue écologique.

Les méthodes actuelles de contrôle ont permis de déceler les effets de chaque régime de traitement, mais les erreurs inhérentes au choix des sites d'échantillonnage et aux techniques de prélèvement (Tableau 1-1) nous empêchent de raffiner l'interprétation de l'effet global du méthoxychlore sur l'écosystème aquatique. Telles que présentées, les études ne démontrent pas que les communautés examinées sont les plus exposées aux concentrations maximales de méthoxychlor, c'est-à-dire les groupes d'organismes vivant dans des zones de remous, où la matière organique en suspension contaminée s'accumule. Ces zones sont riches en éléments nutritifs et peuvent apporter une contribution importante à la

productivité globale. Les effets du méthoxychlore pourraient gravement frapper les populations de poissons qui s'y trouvent. Ces effets passeraient probablement inaperçus avec les méthodes de contrôle utilisées dans les études énumérées au Tableau 1-1. En fait, l'un des rapports qui n'a pas été confirmé, laisse entendre que les poissons vivant dans ces zones étaient affectés.

Aucune des études n'a explicitement examiné les questions entourant le maintien des espèces "souhaitables" du point de vue économique ou esthétique. Avec les données actuelles, on ne peut évaluer les effets du méthoxychlore sur les rivières qu'en fonction de la stabilité des communautés échantillonnées. Malgré tout, même si ces études n'étaient pas assez perfectionnées selon l'avis du comité, on a l'impression (et non la preuve) qu'à court terme, malgré les changements structuraux observés chez les communautés d'invertébrés étudiées, celles-ci auront réussi à maintenir un nombre suffisant d'organismes viables et leurs fonctions essentielles avec les régimes actuels d'application. Cependant, des effets inacceptables à long terme ont aussi pu se produire sans qu'on puisse les déceler avec les données disponibles. En outre, comme la sensibilité à la toxicité du méthoxychlore varie en fonction de la composition de l'eau, la présence ou l'absence d'effets indiquée dans ces études ne peut être extrapolée à d'autres systèmes qui possèdent des structures différentes et des niveaux de tolérance différents, ou qui ont été traités à l'aide d'autres techniques.

1.1.3 CRITÈRES TOXICOLOGIQUES (Voir Chapitres n^{os} 2 et 4)

L'évaluation des effets doit être basée à la fois sur des critères toxicologiques et écologiques. D'après un examen des études de toxicité aiguë, il existait un facteur de sécurité de 2 à 10 chez les poissons soumis à un traitement de 300 µg de méthoxychlore.L^{-1}. Cependant, cela suppose un mélange homogène du produit chimique et des paramètres de qualité de l'eau uniformes à l'intérieur du système. La toxicité varie en fonction de paramètres tels la température, le pH et la concentration d'oxygène. Elle varie aussi en fonction de l'espèce, de la taille des organismes et de leur stade de développement. Donc, le faible facteur de sécurité qui varie de "2 à 10", déterminé dans un ensemble de conditions donné, ne prouve pas nécessairement qu'il existe une marge de sécurité pour d'autres systèmes ou à d'autres moments, lorsque les facteurs de stress sont différents. Par ailleurs, la présence d'autres toxiques dans les préparations de méthoxychlore actuellement en vente dans le commerce constitue un autre facteur d'erreur. Rien ne prouve que la marge de sécurité déterminée pour les vieux stocks de méthoxychlore s'applique encore aux stocks d'aujourd'hui.

À l'avenir, il importera particulièrement d'améliorer les programmes de contrôle de sorte que le choix des sites d'échantillonnage reflète fidèlement les caractéristiques hydrologiques et chimiques du

Tableau 1-1. Méthodes d'échantillonnage et capacités d'évaluation.

Zone d'étude	Description de l'habitat	Technique de prélèvement	Zone témoin	Précision obtenue (niveau taxonomique)	Commentaires techniques	Conséquences écologiques	Capacité d'évaluation
Athabasca 1981	non fournie	Surber modifié -prélèvement ponctuel	- 2 en amont, qui avaient été traités au cours des années précédentes - avant et après le traitement - tendance spatiale et temporelle à long terme non établie pour la zone à l'étude - tendance temporelle à court terme établie - tendance spatiale à court terme non établie	trois exemplaires CV moyen = 40% CV maximum = 108% CV minimum = 0 (genre)	- Analyse de groupe pour déterminer les points communs des communautés - diversité	- Lutte efficace contre les mouches - effets immédiats sur les ONV - genres affectés rétablis en nombre important au cours de l'été	- permet de calculer la diversité des espèces de même genre et pourrait être modifié pour identifier les espèces - si les tendances spatiales et temporelles à long terme étaient établies, pourrait servir d'indicateur de productivité globale secondaire et, si l'on analysait les espèces, indicateur du rétablissement
Athabasca 1976	- au thalweg et à mi-chemin entre le thalweg et le courant à proximité de la rive - à 50 cm sous la surface et à mi-profondeur	Échantillonneur dérivant	- 2 en amont - avant et après le traitement - tendance temporelle à court terme établie - tendance spatiale non établie pour la zone étudiée - tendance verticale établie	- précision du prélèvement non établie - variation moyenne avant le traitement souvent de 30-50% - nombre d'exemplaires non fourni (genre)	- variation trop élevée près du lit de la rivière pour permettre une analyse quantitative	- augmentation de plusieurs ordres de grandeur de nombre d'ONV à la rivière immédiatement après l'exposition	- ne peut être relié quantitativement à la comsunauté benthique - devenir des organismes à la dérive non établie, c'est-à-dire qu'on ne sait pas s'ils meurent ou s'ils recolonisent en aval

Tableau 1-1. (suite)

Zone d'étude	Description de l'habitat	Technique de prélèvement	Zone témoin	Précision obtenue (niveau taxonomique)	Commentaires techniques	Conséquences écologiques	Capacité d'évaluation
Athabasca 1974-75	"près de la rive gauche" 0,5 m au-dessus de lit de la rivière	Échantillonneur dérivant - type bombe - type filet	- 1 en amont - avant et après le traitement - tendances temporelle et spatiale de la variation non établies quantitativement	- inconnue - nombre d'exemplaires non établie (ordre)	-	- nombre catastrophique d'ONV à la dérive immédiatement après l'exposition	- ne peut être relié quantitativement à la communauté benthique - devenir des organismes à la dérive non établi, c'est-à-dire qu'on ne peut déterminer s'ils meurent ou s'ils recolonisent en aval
	"près de la rive gauche"	Substrats artificiels - panier B.B.Q. contenant des pierres de 5-7 cm	témoin comme ci-dessus	- CV 15-40% - nombre d'exemplaires défini, minimum de 6 échantillons (ordre)	- perte des échantillonneurs en 1974	- diminution initiale suivie du rétablissement	- erreur d'échantillonnage, non représentatif de la structure de la communauté benthique - si l'analyse se fait au niveau de l'espèce, pourrait servir d'indicateur de la capacité à recoloniser en aval, si certaines espèces étaient adéquatement suivies
	- cours d'eau lent contenant des sédiments fins	En vrac - Ekman modifié - Ponar	- témoin comme ci-dessus - variation telle que seuls des changements de plusieurs ordres de grandeur sont décelables	- CV, ordres de grandeurs - 3-6 exemplaires (ordre)	- l'auteur conclut à la valeur limitée de la technique à cause d'une variabilité élevée	-	- si la précision ainsi que la variation naturelle étaient bien établies, pourrait servir d'indicateur de la productivité secondaire globale

Tableau 1-1. (suite)

Zone d'étude	Description de l'habitat	Technique de prélèvement	Zone témoin	Précision obtenue (niveau taxonomique)	Commentaires techniques	Conséquences écologiques	Capacité d'évaluation
Athabasca 1973-77	- non défini - profondeur de l'eau connue	Prélèvement ponctuel	- 2 en amont - avant et après le traitement - tendances temporelles et spatiales à long terme non établies - tendances temporelles à court terme établie	- inconnue - nombre d'exemplaires non donné (genre)	- base de données de 1977 s'écarte de la moyenne, étant donné que le débit est plus élevé	- à l'échelle du genre, la densité et la diversité restent inchangées à long terme	- permet de calculer la diversité à l'échelle du genre et pourrait être modifié pour l'analyse des espèces - si l'on établissait la précision et les écarts naturels, pourrait permettre d'indiquer la productivité secondaire globale, et si les espèces étaient identifiées, pourrait servir d'indicateur du rétablissement
Saskatchewan 1981	- non défini - 'divers habitats'	Filets dérivants	- 1 en amont - avant et après le traitement - tendances temporelles et spatiales à long terme non établies	- inconnue - nombre d'exemplaires, 3-6 (espèces)	- analyse de groupe pour déterminer les ressemblances des communautés d'un site à l'autre et avant le traitement	- augmentation importante immédiate dans le nombre d'ONV à la dérive	- ne peut être relié quantitativement à la communauté benthique - le devenir des organismes flottant à la dérive n'a pas été établie, on ne sait pas s'ils meurent ou s'ils recolonisent en aval

Tableau 1-1. (suite)

Zone d'étude	Description de l'habitat	Technique de prélèvement	Zone témoin	Précision obtenue (niveau taxonomique)	Commentaires techniques	Conséquences écologiques	Capacité d'évaluation
	- comme ci-dessus	-'tuyau de poêle' (Surber modifié) - prélèvement ponctuel sur une droite traversant le cours d'eau - prélèvement à la main	- témoin comme ci-dessus	- inconnue	- toutes les méthodes n'ont pu être appliquées à chaque prélèvement, à cause du niveau de l'eau	- élimination de certaines espèces dans les sections traitées - variation de la dominance des espèces entre les sections témoins et traitées	- densité et diversité après le traitement restent à peu près inchangées - structure de la communauté benthique affectée à court terme - effets à long terme non étudiés
Saskatchewan 1977-80	- juste sous la surface de l'eau au milieu de la rivière	substrats artificiels - corde de polypropylène	1 en amont en 1976 - avant et après le traitement - tendances temporelles et spatiales non établies	- inconnue - nombre d'exemplaires, 2 - une seule analyse (famille ou sous-famille)	- bonne méthode pour déterminer le nombre de mouches noires	- inefficace pour détruire les mouches noires en 1977 et 1978 - densité maximale des ONV en 1979 - montré le capacité de certaines larves à recoloniser en aval	- pourrait permettre d'estimer la productivité secondaire globale si on effectuait une analyse statistique appropriée des variations - erreur de prélèvement - non représentatif de la structure de la communauté benthique
	- bord de la rivière - profondeur de l'eau, profondeur du lit de la rivière connue	Surber	- témoin comme ci-dessus - après traitement seulement	- inconnue - nombre d'exemplaires non etabli (taxonomie comme ci-haut)		- densité des ONV reste à peu près la même	- densité et diversité pratiquement inchangées après le traitement

[α] Coefficient de variation (CV).

[β] Organismes non visés.

système qui maximisent l'exposition des organismes aquatiques. À cet égard, il sera nécessaire de définir la persistance du produit chimique, de ses contaminants et de ses produits de décomposition dans les zones où l'exposition est intense. Le méthoxychlore peut persister pendant des semaines dans les zones où l'exposition est élevée; on devra donc accorder une attention particulière à la possibilité d'élimination à moyen terme (semaines) des organismes non visés (ONV). Il faudrait aussi évaluer la population de jeunes poissons de ces zones qui sont exposés directement au méthoxychlore et qui risquent de mourir d'inanition à cause de la disparition momentanée et localisée d'ONV. Pour mettre au point des programmes de contrôle plus révélateurs, il faudra mieux décrire 1) les communautés (c'est-à-dire dresser des listes d'espèces) se trouvant dans les zones où l'exposition est élevée; 2) les relations fonctionnelles des espèces au sein de ces communautés et 3) la contribution de ces communautés au fonctionnement du système. Une fois ces informations en main, des critères d'évaluation pourront être déterminés à partir des pertes observées à court terme, ce qui permettra de déduire les effets à long terme, plus subtils mais non moins importants sur les ONV. En ne respectant pas ces critères, on ne fait que multiplier des données qui n'apportent guère de lumière aux travaux de réglementation.

Il faut se rappeler que le peu de données de base sur l'écologie des cours d'eau d'importance nous interdit d'identifier avec certitude les processus déterminants qui les régissent et les organismes associés. De surcroît, rien ne garantit qu'ils seront les mêmes d'un système à l'autre ou d'une saison à l'autre. Des variations des paramètres de qualité de l'eau et/ou des techniques d'application pourraient aussi modifier énormément l'impact. C'est pourquoi les études effectuées sur un système ne s'appliquent pas nécessairement à des systèmes différents; il est aussi impossible d'extrapoler les résultats d'un régime de traitement à un autre en conservant un niveau de confiance acceptable. Les conséquences de cette conclusion sont inéluctables. L'application point pour point d'un système à l'autre avec un si faible facteur de sécurité, sans l'imposition d'un contrôle précis des nouveaux programmes, pourrait amener des changements inacceptables à long terme. Il est tout à fait inutile à notre avis d'effectuer un contrôle ne visant pas l'identification des relations écologiques qui définissent les fonctions et qui renseignent plus sur la stabilité du système; un tel exercice ne fournit qu'une pléthore de données très peu utiles. Par conséquent, nous recommandons fortement qu'une plus grande attention soit portée à l'identification des principes écologiques qui permettront d'optimiser les programmes de contrôle servant à déceler et à interpréter les changements.

En ce qui concerne les critères toxicologiques nécessaires pour définir les conséquences de l'utilisation du méthoxychlore sur la santé de l'homme, on s'est récemment intéressé surtout au potentiel cancérogène et à l'activité oestrogène du produit technique que renferment les préparations. Les observations relatives au pouvoir cancérogène du méthoxychlore ne concordent pas. On a trouvé que le méthoxychlore indui-

sait le cancer des testicules chez une souche de souris particulièrement sensibles aux tumeurs testiculaires dues aux oestrogènes, en se basant sur une seule étude où l'on avait utilisé une seule dose. En outre, un effet oncogène au niveau du foie a été observé dans le groupe recevant la dose la plus élevée de l'une des trois études effectuées sur des rats. À notre avis, ces études ne suffisent pas pour confirmer ou réfuter le pouvoir cancérogène du produit en vente sur le marché. Aucune d'entre elles ne respecte les protocoles actuels et la pureté du méthoxychlore analysé n'est pas précisée. Il est donc vraisemblable que des contaminants aient pu causer les effets oncogènes observés. Avant d'évaluer de façon réaliste les risques cancérogènes et oestrogènes de l'utilisation du méthoxychlore, les produits qui en contiennent devront être normalisés. Il est donc recommandé de procéder, à titre informatif, à des épreuves sur le potentiel cancérogène et oestrogène du produit commercial en appliquant des méthodes modernes.

1.2 RECOMMANDATIONS

Les recommandations du Comité ont été réparties en deux groupes: le premier concerne particulièrement le méthoxychlore et contient les recommandations prioritaires relatives à ses effets sur la santé des Canadiens ou sur l'état de l'environnement canadien; le deuxième, d'ordre plus général, décrit le type d'étude qui, de l'avis du Groupe, devrait servir dans toute étude des effets d'un produit sur les cours d'eau. Cette deuxième série de recommandations traduit l'opinion du Groupe selon laquelle les évaluations actuelles de l'utilisation des pesticides dans les environnements lotiques sont insuffisantes pour résoudre la question à l'échelle de l'écosystème et déterminer la marge de sécurité à long terme. En l'absence de principes biologiques applicables à la prévision de la stabilité d'une communauté perturbée, les critères de sécurité ne peuvent être établis qu'à partir des effets observés lorsque la marge de sécurité est faible. Il est essentiel de reconnaître la nécessité d'un contrôle continu à long terme au chapitre des dépenses inhérentes aux programmes d'évaluation et de contrôle. Il est important que la direction encourage l'élaboration de programmes productifs visant à élucider les principes biologiques fondamentaux qui permettront un jour de prévoir les conséquences de l'utilisation d'un produit et de faciliter la prise de décision.

1.2.1 RECOMMANDATIONS CONCERNANT L'UTILISATION DU MÉTHOXYCHLORE

1. L'éventail de contaminants que renferment les divers lots de méthoxychlore dépend des méthodes de préparation et du fournisseur. Cet éventail est extrêmement variable et certains contaminants sont des oestrogènes puissants. Ils peuvent, présume-t-on, contribuer à la toxicité globale des préparations lorsqu'ils sont présents en concentration élevée. C'est pourquoi les études basées sur l'une de ces préparations ne caractérisent pas nécessairement d'autres produits.

IL EST RECOMMANDÉ DE NORMALISER LE DEGRÉ DE PURETÉ DES PRODUITS DU MÉTHOXYCHLORE ET DE LE CONTRÔLER. EN OUTRE, LA COMPOSITION CHIMIQUE DES PRODUITS UTILISÉS DANS LES ÉTUDES IMPORTANTES DOIT ÊTRE INDIQUÉE DANS LES RAPPORTS, PLUS PARTICULIÈREMENT TANT QUE LE PRODUIT NE SERA NORMALISÉ.

2. Les études des effets cancérogènes du méthoxychlore ne sont pas concluantes.

IL EST RECOMMANDÉ QUE DES ÉTUDES SOIENT ENTREPRISES POUR ÉLUCIDER LE RÔLE DU MÉTHOXYCHLORE PURIFIÉ ET DE TOUT CONTAMINANT OESTROGÈNE AUSSI PRÉSENT DANS LES PRÉPARATIONS DE MÉTHOXYCHLORE, QUI POURRAIT FAVORISER L'APPARITION DE TUMEURS.

3. L'effet direct du méthoxychlore sur le poisson est fortement influencé par les paramètres de qualité de l'eau ainsi que par les contaminants du méthoxychlore. Il vaut donc mieux de ne pas extrapoler les résultats d'un système à l'autre. La marge de sécurité de 2 à 10 fois qu'on prétend appliquer au gros poisson dans les études sur l'Athabasca est faible. La sécurité d'autres systèmes possédant des paramètres différents de composition de l'eau reste donc à prouver.

IL EST RECOMMANDÉ D'ÉVALUER L'EFFET DIRECT DU MÉTHOXYCHLORE SUR LE POISSON SYSTÈME PAR SYSTÈME, POUR DÉTERMINER LA MARGE DE SÉCURITÉ QUI S'APPLIQUE À CHAQUE SYSTÈME. POUR ÇE FAIRE, IL FAUT ÉLABORER DES TECHNIQUES SIMPLES ET NORMALISÉES D'ÉPREUVES BIOLOGIQUES AVEC LES INVERTÉBRÉS AQUATIQUES OU D'AUTRES ORGANISMES SENSIBLES, AFIN DE DÉTERMINER DIRECTEMENT LA TOXICITÉ INHÉRENTE DU PESTICIDE LORS DE DIVERS TRAITEMENTS.

4. Les effets du méthoxychlore sur les stocks de poisson n'ont jamais été déterminés de façon appropriée. En principe, les jeunes poissons sont particulièrement sensibles à l'inanition ainsi qu'à la toxicité directe du méthoxychlore.

IL EST DONC RECOMMANDÉ D'ENTREPRENDRE UNE ÉTUDE VISANT À DÉTERMINER LES EFFETS DU MÉTHOXYCHLORE SUR LES JEUNES POISSONS VIVANT DANS LES ZONES EXPOSÉES IMMÉDIATEMENT APRÈS LE TRAITEMENT.

5. L'analyse des résidus du lac Athabasca a donné des résultats négatifs, non seulement pour le méthoxychlore mais aussi pour les produits organochlorés en général. Ces résultats sont surprenants car il s'agit de produits courants au Canada; les méthodes d'analyse employées dans ces études devront être revues. En outre, il n'existe aucune étude sur la présence et la persistance des contaminants toxiques potentiels du méthoxychlore et de ses produits de dégradation dans les rivières septentrionales, ou dans les parties en amont de ces cours d'eau immédiatement après le traitement, lorsque les concentrations sont probablement décelables.

IL EST RECOMMANDÉ QUE LA PERSISTANCE DU MÉTHOXYCHLORE, DE SES CONTAMINANTS ET DE SES PRODUITS DE DÉGRADATION SOIT ÉVALUÉE LORS D'ÉTUDES QUI EXAMINERAIENT LES PUITS NATURELS DE L'ENSEMBLE DU SYSTÈME. IL FAUDRA INSISTER SUR DES PUITS SE TROUVANT DANS LES ZONES EN AMONT AU COURS D'EAU OU LES CONCENTRATIONS POURRAIENT ÊTRE LES PLUS ÉLEVÉES.

6. Les rapports écologiques ne décrivent pas de façon précise les habitats échantillonnés, le type de communauté ou leur composition en espèces ou l'importance de la variation naturelle. Le rôle des organismes affectés est encore mal compris. Par conséquent, à notre avis, l'évaluateur ne peut associer, avec un degré de confiance raisonnable, ses observations à la stabilité globale à long terme du système ni à la disparition possible des espèces souhaitables du point de vue économique ou esthétique.

IL EST RECOMMANDÉ DE CONTRÔLER LES ESPÈCES DE POPULATIONS D'INVERTÉBRÉS. LES PROGRAMMES DEVRAIENT D'ABORD INSISTER SUR LES ORGANISMES VIVANT DANS LES ZONES OÙ L'ON PRÉVOIT UNE EXPOSITION ÉLEVÉE AU MÉTHOXYCHLORE. DES PROGRAMMES DEVRAIENT ÊTRE MIS EN OEUVRE POUR DÉTERMINER LE RÔLE DES CHANGEMENTS STRUCTURAUX SUR LE FONCTIONNEMENT DE LA COMMUNAUTÉ, ET SUR SA STABILITÉ ET POUR IDENTIFIER LES EFFETS POTENTIELS SUR LES ORGANISMES SOUHAITABLES DU POINT DE VUE ÉCONOMIQUE OU ESTHÉTIQUE.

1.2.2 PLAN GÉNÉRAL D'UNE ÉTUDE DES EFFETS

Le Groupe, tout comme d'autres groupes créés par le Conseil national de recherches, a noté que des quantités importantes de données sur l'utilisation d'un pesticide dans des systèmes aquatiques ou dans leur voisinage (par exemple, aminocarbe, CNRC 1982a; et fénitrothion, CNRC 1977) n'indiquent que les aspects très généraux des effets ou des changements importants qui en découlent. On n'a pas accordé assez d'attention à l'identification et à la compréhension des constituants et des relations essentiels au maintien à long terme de la structure et du fonctionnement des systèmes. Il est donc impossible de prévoir les conséquences à long terme de l'utilisation du pesticide au sein d'un écosystème donné ou dans divers écosystèmes. En outre, d'après la description des protocoles d'échantillonnage, les études ne reflètent pas les caractéristiques hydrologiques et physiques qui permettraient de déceler tous les effets. C'est pourquoi le Groupe recommande que les principes suivants soient considérés à l'avenir dans la conception de telles études, de façon à ce que les données soient plus explicites sur les problèmes potentiels et donc, plus rentables.

Comme mentionné ci-dessus, les études des effets doivent être conçues de façon à déceler efficacement les changements dans la stabilité de la communauté et les effets sur les populations d'organismes souhaitables du point de vue économique ou esthétique. Pour atteindre ces objectifs, l'étude devra d'abord répondre aux conditions suivantes:

(1) Des résumés des connaissances sur les sites de reproduction, les cycles de vie et l'alimentation des organismes importants devront être préparés au début de l'étude puis développés au cours des études précédant le traitement.

(2) Les sites de prélèvement doivent être soigneusement choisis pour orienter les résultats vers l'identification des effets. Étant donné le coût élevé du prélèvement, de l'identification et du dénombrement des échantillons, ces sites doivent correspondre à une exposition maximale. Il faut donc déterminer au préalable le devenir et le mode de transport du produit chimique à partir de ses propriétés chimiques, de l'hydrologie et de la chimie du cours d'eau, de façon à prévoir les endroits où l'exposition sera maximale. Le choix de site doit aussi se faire en fonction de l'exposition maximale prévue, compte tenu de l'habitat, des aires de reproduction et de l'alimentation des organismes sensibles; autrement dit, les sites échantillonnés doivent être ceux où l'on prévoit l'exposition la plus élevée et où se trouvent les organismes les plus sensibles. Il faut aussi accorder une attention spéciale aux organismes considérés comme souhaitable du point de vue économique ou esthétique.

(3) Les données sur le prétraitement doivent être obtenues avant que le produit chimique ne soit introduit: en l'absence de témoins temporels, on risque d'attribuer au produit chimique un changement dû à des causes naturelles.

(4) Il faut identifier un témoin spatial dans une zone qui ne sera pas exposée au produit chimique mais qui lui ressemble en tout point. Même si cela peut s'avérer difficile en raison de la grande variabilité des systèmes naturels, il faut choisir des communautés aussi semblables que possible et établir le parallélisme. Sans ce témoin, et si l'on ne possède que les données décrivant la situation avant et après le traitement, il se peut qu'on interprète mal un changement naturel. Toutefois, si l'on n'utilise que le témoin spatial, le fait que les deux endroits aient été différents avant le traitement pourrait aussi fausser les résultats.

(5) Bien qu'un écosystème ne soit pas naturellement stable, ses caractéristiques persistent jusqu'à un certain point dans le temps et l'espace; il faut donc caractériser les facteurs temporels et spatiaux correspondant aux besoins de l'étude. Si ces limites ne sont pas choisies judicieusement, la variabilité naturelle et les tendances temporelles doivent être déterminées en fonction du cadre temporel choisi.

(6) La précision des techniques d'échantillonnage et le nombre d'exemplaires nécessaires pour obtenir un degré de confiance raisonnable doivent être déterminés en fonction des fluctuations naturelles et des tendances temporelles.

(7) En fin de compte, l'un des principaux objectifs d'une étude d'évaluation des effets est de déterminer si la stabilité de la communauté est maintenue. C'est pourquoi il est nécessaire d'identifier, au préalable, les éléments et les relations critiques qui caractérisent la structure et le fonctionnement du système. Étant donné qu'il s'agit par définition d'un objectif à long terme et que l'écologie est encore bien loin de nous éclairer sur les communautés biologiques, on ne pourra réaliser de progrès réels dans cette direction qu'en accordant suffisamment d'attention à ce problème, dès la conception des programmes de contrôle.

2.0 EFFETS TOXICOLOGIQUES DU MÉTHOXYCHLORE SUR LE POISSON

L'utilisation du méthoxychlore comme larvicide dans le bassin hydrographique des rivières Athabasca et Saskatchewan soulève un problème toxicologique particulier, car il ne s'agit pas d'une exposition chronique, mais plutôt d'expositions courtes et répétées. La concentration réelle et la durée de l'exposition dépendent de l'écoulement du cours d'eau (voir Section 6.2.1). C'est pourquoi les expériences d'exposition au méthoxychlore auxquelles sont soumis pendant de longues périodes des organismes en laboratoire et les effets chroniques observés, ne peuvent avoir qu'une valeur limitée dans la détermination des effets toxiques sur les bassins hydrographiques de ces rivières. Il faut donc se fier beaucoup aux expériences effectuées in situ.

2.1 POISSON ADULTE

2.1.1 EFFETS AIGUS

Au Tableau 2-1, on a remis à jour l'étude effectuée par Gardner et Bailey en 1975 sur la toxicité aiguë et chronique du méthoxychlore sur le poisson. On n'a pas réussi à prouver que des doses répétées pendant 7,5 à 15 minutes de 300 µg de méthoxychlore.L^{-1} étaient toxiques de façon aiguë pour les poissons du système de la rivière Athabasca, mais les techniques habituelles d'évaluation des stocks n'ont pas été appliquées. En outre, l'étude exclut tous les jeunes poissons. En effet, les recherches portaient sur les gros poissons, c'est-à-dire ceux qui pesaient plus de 100 g. Cette critique est surtout basée sur les travaux de Lockhart (1980) et de Lockhart et al. (1977) qui ont entrepris une série d'expériences in situ et en laboratoire sur les réponses des espèces de poissons indigènes au méthoxychlore dans des conditions qui, du point de vue durée et concentration, correspondent approximativement à celles qu'on observe pendant la destruction des stades larvaires. Après avoir établi une corrélation entre la concentration de méthoxychlore dans les tissus du foie et le degré d'empoisonnement, les auteurs ont relié les concentrations dans le foie à la réponse biologique chez le poisson capturé dans l'Athabasca au cours des opérations larvicides, à celle de poissons placés en cage dans la rivière à la même époque et à celles des poissons exposés expérimentalement au laboratoire.

Les Tableaux 2-2 et 2-3 contiennent les résultats d'expériences effectuées en laboratoire au cours desquelles on a exposé le poisson à 300 µg de méthoxychlore.L^{-1}; on relie la concentration de méthoxychlore dans le foie obtenue après une exposition de 15-20 minutes (ce qui correspond à la durée de l'exposition pendant les opérations larvicides), à la morbidité. D'après ces résultats, le risque de morbidité s'élèverait à 2,8 à 10 au cours des opérations larvicides. On n'a observé aucun effet néfaste chez la truite arc-en-ciel retenue pendant plusieurs semaines après le traitement (Lockhart 1980). On a aussi montré que le méthoxy-

Tableau 2-1. Études en laboratoire sur la toxicité aiguë et chronique du méthoxychlore chez le poisson.

Espèces	Conditions d'essai	Durée de l'exposition (h)	Effet toxique	Concentration effective ($\mu g.L^{-1}$)	Référence
Truite arc-en-ciel, jeune (*Salmo gairdneri*)	S[α], ED[β]	96	CL_{50}	62,6	Katz (1961)
Truite arc-en-ciel, jeune (*Salmo gairdneri*)	ED	48	CL_{50}	14,0	Sanders (1969)
Truite fardée (*Salmo clarki*)	ED	24 48 96	CL_{50} CL_{50} CL_{50}	19,3 14,2 13,8	Swedberg (1969)
Truit fardée (*Salmo clarki*)	C[γ], ED	0,5 tous les 28 jours pendant 3 mois	aucun effet sur la croissance, mortalité accrue à 300 $\mu g.L^{-1}$	100 ou 300	Swedberg (1967, 1969) Swedberg et Eller (1968)
Truit fardée (*Salmo clarki*)	ED	2160	diminution du Na sérique pendant le frai	dans l'alimentation 2 ou 6 $mg.kg^{-1}.semaine^{-1}$	Grant et Mehrle (1968)
Truite brune, alevin (*Salmo trutta*)	S, ED	96	CL_{50}	14	Knapek et Lakota (1974)
Truite brune, alevin (*Salmo trutta*)	S, ED	24 48 96	CL_{50} CL_{50} CL_{50}	24 17 14	Lakota (1974)
Saumon Coho, tacon (*Oncorhynchus kisutch*)	S, ED	96	CL_{50}	62,6	Katz (1961)
Saumon Chinook, tacon (*Oncorhynchus tshawytscha*)	S, ED	96	CL_{50}	27,9	Katz (1961)
Poissons arc-en-ciel jeune (*Lebistes reticulatus*)	S, ED	24 48 96	CL_{50} CL_{50} CL_{50}	260 240 230	Lakota (1974)

Tableau 2-1. (suite)

Espèces	Conditions d'essai	Durée de l'exposition (h)	Effet toxique	Concentration effective ($\mu g.L^{-1}$)	Référence
Perch (Perca flavescens)	S, ED	96	CL_{50}	30	Merna et al. (1972)
	C, ED	96	CL_{50}	22,2	Merna et Eisele (1973)
Meunier noir (Catostomus commersoni)	C, ED	96	CL_{50}	34,5	Waiwood et Johansen (1974)
Tanche, alevin (Tinca tinca)	S, ED	96	CL_{50}	162	Lakota (1974)
Epinoche à trois épines (Gasterosteus aculeatus)	S, salinité de 5 $ng.L^{-1}$	96	CL_{50}	86,4	Katz (1961)
	S, salinité de 25 $ng.L^{-1}$	96	CL_{50}	69,1	
Carpe, alevin (Cyprinus carpio)	S, ED	96	CL_{50}	56	Lakota (1974)
Bar rayé (Morome saxatilis)	IC$^{\delta}$, ES$^{\varepsilon}$	96	CL_{50}	3,3	Korn et Earnest (1974)
Méné (Cyprinodon variegatus)	C, ES	96	CL_{50}	49,0	Parrish et al. (1977)
Muge cabot (Mugil cephalus) jeune	C, ES	48	4,0% de mortalité	10	Lee et al. (1975)
			94,8% de mortalité	100	
		96	5,1% de mortalité	10	
			97,0% de mortalité	100	
adulte	C, ES	48	mortalité nulle	10	
			62,5% de mortalité	100	
		96	mortalité nulle	10	
			100,0% de mortalité	100	

[α] Statique.

[β] Eau douce.

[γ] Continu.

[δ] Continu, intermittent.

[ε] Eau salée.

chlore est rapidement éliminé des tissus métaboliques du poisson (Burdick et al. 1968; Reinbold et al. 1971), et que l'incidence des effets pathologiques décroît avec l'élimination (Kennedy et al. 1970).

Les concentrations de méthoxychlore dans le foie de poissons exposés en laboratoire ont été comparées avec celles de poissons capturés dans la nature au cours du traitement (Lockhart 1980). D'après cette comparaison, il semblerait que les poissons ne sont pas en danger en ce qui concerne la toxicité aiguë pendant le traitement. La concentration la plus élevée de méthoxychlore mesurée dans le foie d'un poisson dans l'environnement naturel (sur lequel on possédait des données expérimentales) s'élevait à 0,75 $\mu g.g^{-1}$. Il s'agissait ici d'un meunier noir (Catostomus commersoni) pris 3 jours après le traitement. Le facteur de sécurité doit être de 4,5, si l'on tient compte de la concentration de 3,4 $\mu g.g^{-1}$ mesurée dans le foie de meuniers noirs dont l'état morbide avait été provoqué par des expositions en laboratoire.

L'utilisation de poissons maintenus en cage dans les rivières au cours du traitement larvicide (Lockhart 1980; Lockhart et al. 1977) ne s'est pas avérée satisfaisante pour estimer les effets du méthoxychlore. Cette méthode provoquait des erreurs expérimentales constantes. Les concentrations de résidus chez les poissons en cage étaient toujours inférieures à celles mesurées chez le poisson capturé, dans la même zone. Les résultats de tels travaux devront faire l'objet des réserves.

Le principal défaut de ces travaux réside dans la taille des poissons choisis. En effet, l'étude ne s'intéressait qu'aux poissons de plus de 100 g, ce qui nous empêche de tirer des conclusions sur les poissons plus petits appartenant à la même espèce où à d'autres espèces. D'après Lockhart (1980), il existe une relation statistique importante entre la taille et la quantité de méthoxychlore absorbée par des truites arc-en-ciel (Salmo gairdneri) pesant de 3 à 240 g: en effet, les petits poissons absorbent ce produit plus efficacement que les gros. Les poissons de moins de 100 g seraient donc plus menacés que ne l'indiquent les résultats ci-dessus.

Les concentrations de méthoxychlore dans des échantillons de poissons prélevés in situ après un traitement larvicide et signalées par d'autres chercheurs (Charnetski et Currie 1980; Fredeen et al. 1975) ne sont guère utiles pour évaluer la santé du poisson, à moins d'être reliées à une réponse biologique comme ci-dessus. En général, en ce qui a trait aux réponses signalées par Lockhart (1980), on s'attend que les concentrations observées ne soient pas très toxiques, à une exception près. Chez la laquaiche (Hiodon alosoides), prise dans la rivière Saskatchewan après un traitement larvicide en 1972 (Fredeen et al. 1975), les concentrations de méthoxychlore étaient beaucoup plus élevées que celles observées chez les autres espèces analysées. En l'absence de données sur l'empoisonnement expérimental de cette espèce et compte tenu de la gamme de concentrations obtenue (0,02 à 1,5 $\mu g.g^{-1}$ dans les muscles; 1,4 à 9,2 $\mu g.g^{-1}$, dans les lipides), la possibilité d'un effet toxique aigu ne peut être éliminée.

Tableau 2-2. Concentration de méthoxychlore dans le foie de poissons exposés à 300 $\mu g.L^{-1}$ du concentré émulsifiable (Lockhart 1980).

Espèce	Concentration de méthoxychlore[α] dans le foie ($\mu g.g^{-1}$ de masse humide) Au moment de l'apparition d'un état morbide	Après 20 minutes	Facteur de securité[β]
Barbue de rivière (*Ictalurus punctatus*)	10,7 (3,2)	3,8 (0,7)	2,8
Doré noir (*Stizostedion canadense*)	69,1 (39,8)	10,1 (5,5)	6,8
Meunier noir (*Catostomus commersoni*)	5,9 (2,0)	1,2 (0,8)	4,9

[α] Moyenne, écart-type entre parenthèses.

[β] Le facteur de sécurité représente le rapport de la concentration dans le foie au moment de l'apparition de la morbidité, à la concentration après 20 minutes; il permet d'estimer dans quelle mesure le poisson risque de mourir au cours du traitement larvicide.

Tableau 2-3. Temps nécessaire à l'apparition des premiers signes de morbidité chez le poisson exposé à 300 $\mu g.L^{-1}$ de méthoxychlore (Lockhart 1980).

Espèce	Temps nécessaire (min)	Facteur de sécurité[a]
Truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*)	130	8,7
Barbue de rivière (*Ictalurus punctatus*)	150	10,0
Brochet (*Esox lucius*)	40	2,7
Meunier noir (*Catostomus commersoni*)	69	4,6
Doré (*Stizostedion vitreum*)	80	5,3
Doré noir (*Stizostedion canadense*)	90	6,0

[a] Le facteur de securité représente le temps nécessaire à l'apparition des premiers signes de morbidité, divisé par 15 minutes, soit la durée initiale du traitement insecticide.

Fredeen et al. (1975) ont attribué les concentrations élevées de méthoxychlore chez la laquaiche à la teneur plus élevée en lipides de cette espèce par rapport aux autres espèces examinées (doré noir, Stizostedion canadense; brochet, Esox lucius; meunier noir, Catostomus commersoni). Bien que ce soit une explication plausible, il existe une autre possibilité. La laquaiche est un opportuniste se nourrissant à la surface et une grande partie de son alimentation se compose d'insectes aquatiques (Kennedy et Sprules 1967). Il est possible qu'en raison de ses habitudes alimentaires, distinctes de celles des autres espèces de poissons présentes, la laquaiche absorbe des quantités élevées de méthoxychlore en consommant plus d'invertébrés empoisonnés qui dérivent à la surface. Il n'existe aucune information au sujet des contributions relatives de l'eau et des aliments aux résidus de méthoxychlore présents dans le poisson. Il serait utile d'en connaître plus à ce sujet. Par surcroît, il faudrait considérer les différences de concentration de résidus selon l'habitat et l'alimentation des diverses espèces.

Bien qu'on ait suggéré que le traitement au méthoxychlore puisse entraîner des effets néfastes sur les populations de poissons, par exemple en réduisant la quantité de nourriture disponible (Flannagan et al. 1980a; Lockhart 1980; Wallace 1973), on ne possède aucune donnée définitive. Lockhart (1980) a signalé qu'un groupe de quatre meuniers noirs, pris dans la rivière Athabasca sept semaines après un traitement en 1974, présentaient une diminution du taux de protéines sériques. Bien que cet état corresponde à une inanition (Snieszko 1972), une variation de ce taux peut aussi être provoquée par d'autres facteurs (Booke 1964), notamment la maladie (Mulcahy 1975), le régime alimentaire (Barnhart 1969), la concentration d'oxygène (Bouck et Ball 1965) et l'exposition à un produit toxique (Sprague 1971). D'après Dixon (1982), on observe chez la truite arc-en-ciel une diminution statistiquement significative et liée à la dose du taux de protéines sphériques, 96 heures après injection intrapéritonéale de doses sublétales de phénol, de p-chlorophénol ou de p-crésol.

Des recherches seront nécessaires pour déterminer si les poissons se trouvant dans une rivière traitée au méthoxychlore sont privés de nourriture. En l'absence de meilleures méthodes biochimiques pour détecter l'inanition, on devra se contenter d'examiner le contenu de l'intestin des poissons indigènes plusieurs semaines avant et après le traitement larvicide et de le comparer à celui des poissons d'une zone témoin, car les quantités de nourriture varient suivant la saison (il est parfois difficile d'examiner le contenu de l'intestin, car les poissons capturés régurgitent souvent). Ces recherches pourraient être entreprises simultanément avec un programme visant à déterminer la contribution du méthoxychlore absorbé avec la nourriture. La deuxième méthode consiste à traiter l'inanition comme l'un des éléments d'une situation à stress multiple affectant le poisson à la suite d'un traitement larvicide, puis à évaluer globalement la réponse. Nous étudierons cette approche ci-après.

Les données obtenues dans un système hydrographique ne s'appliquent pas nécessairement à un autre. D'après l'information portant sur les facteurs biotiques et abiotiques modifiant l'effet de la toxicité chez le poisson, un certain nombre de paramètres environnementaux peuvent influer sur la réponse. Eisler (1970) a signalé que la toxicité du méthoxychlore pour Fundulus heteroclitus augmentait dès que le milieu n'était plus neutre. Comme le méthoxychlore est assez stable en milieu alcalin, Eisler (1970) a suggéré que la diminution de la tolérance dépendait du stress imposé au poisson par le nouveau pH du milieu. Tarzwell (1959) a signalé que la dureté de l'eau peut aussi influer sur la toxicité. La CL_{50}-96 h pour des têtes-de-boule (Pimephales promelas) s'élevait respectivement à 64 et à 35 $\mu g.L^{-1}$ dans de l'eau "dure" et de l'eau "douce". Katz (1961) a signalé que la toxicité tendait à augmenter aux salinités plus élevées, lors d'épreuves biologiques statiques effectuées avec l'épinoche à trois épines (Gasterosteus aculeatus). La CL_{50}-96 h s'élevait à 86,4 $\mu g.L^{-1}$ à une salinité de 5 $mg.L^{-1}$ de salinité et une salinité de 69,1 $\mu g.L^{-1}$ à 25 $mg.L^{-1}$ de salinité.

D'après plusieurs études, la toxicité aiguë du méthoxychlore varie de façon inversement proportionnelle à la température, la sensibilité du poisson diminuant au fur et à mesure que la température augmente. Macek et al. (1969) ont étudié l'influence de la température sur la toxicité chez le crapet arlequin (Lepomis marcrochirus) et la truite arc-en-ciel (Salmo gairdneri) en réalisant des épreuves biologiques statiques de 96 heures. La CL_{50} s'élevait respectivement à 42, 53 et 75 $\mu g.L^{-1}$ à 12,7, 18,2 et 23,8°C chez le crapet arlequin. Chez la truite, la CL_{50} s'élevait respectivement à 30, 42 et 62 $\mu g.L^{-1}$ à 1,6, 7,2 et 12,7°C. Par contre, d'après Metcalf et al. (1974), le crapet vert (Lepomis cyanellus) exposé à 100 $\mu g.L^{-1}$ de méthoxychlore mettait deux semaines à mourir dans la plage 23 à 32°C et 41 semaines dans la plage 13 à 20°C.

Banas (1979) a montré qu'une concentration réduite en oxygène dissous ralentissait la croissance des truites arc-en-ciel exposées au méthoxychlore. Compte tenu du grand nombre de facteurs (préparation de pesticide employée, température, paramètres de qualité de l'eau, comme pH, concentration en oxygène dissous, etc.) qui, selon toute évidence, modifient la toxicité aiguë de méthoxychlore, les conclusions des études portant sur un cours d'eau donné ne peuvent être appliquées à un autre, à moins de tenir compte des différences entre les deux systèmes. Il serait particulièrement utile de mettre au point une épreuve biologique in situ pour déterminer les effets toxicologiques relatifs des divers traitements dans un système donné. L'application de cette technique permettrait d'extrapoler, avec un niveau de confiance plus élevé, les résultats obtenus dans un autre système.

2.1.2 EFFETS CHRONIQUES

La toxicité aiguë du méthoxychlore ne semble pas affecter la plupart des gros poissons exposés à une concentration de 300 $\mu g.L^{-1}$ pendant 7,5 à 15 minutes, mais on ne peut en dire autant de la toxicité sublétale. D'après la littérature, la toxicité sublétale serait reliée à certains paramètres, notamment la température (Gardner 1973; Peterson 1973), la consommation d'oxygène (Waiwood et Johansen 1974) et la croissance (Merna et Eisele 1973) mais il s'agit ici d'études où l'exposition était chronique. Lockhart (1980) a réalisé un certain nombre d'expériences biochimiques et physiolcgiques sur le poisson, à la fois en laboratoire et *in situ*, dans le but de mettre au point une épreuve permettant d'évaluer l'effet d'une dose sublétale unique de méthoxychlore. Les paramètres étudiés comprenaient notamment les taux de glucose, de protéines, de phosphatase alcaline, de lactate-déshydrogénase, de glutamate-oxaloacétate-transaminase, de calcium, de sodium, de chlorure, de magnésium, de potassium, de lipides totaux, et de triglycérides, ainsi que l'hématocrite, la masse sèche des muscles, le taux de cendres des muscles après incinération, la teneur en calories des muscles et la teneur en lipides de tout l'organisme. En aucun cas ces facteurs n'étaient statistiquement liés à l'exposition au méthoxychlore. Pour le moment, il n'existe aucune donnée et aucune méthode permettant d'évaluer l'effet d'une dose unique sublétale de méthoxychlore sur le poisson dans les rivières.

Il reste encore à étudier l'effet du méthoxychlore sur les populations de poissons déjà sous l'influence d'autres facteurs de stress. Lors d'expositions chroniques de salmonidés au méthoxychlore en laboratoire, les facteurs secondaires de stress, par exemple la concentration d'oxygène dissous (Banas 1979) et la réduction des rations (Oladimeji et Leduc 1975), peuvent beaucoup accentuer l'effet de l'insecticide. La réduction des rations pourrait être particulièrement importante dans le cas des poissons insectivores, étant donné que l'effet larvicide du méthoxychlore réduirait le nombre de proies dans les zones traitées. La présence, à l'intérieur du système, d'autres produits toxiques (toxicité multiple) pourrait aussi influencer les effets du méthoxychlore. La présence d'autres polluants organiques complique particulièrement l'interprétation des résultats dans ces systèmes.

Pour connaître l'effet global du méthoxychlore sur les populations de poissons des cours d'eau traités, il faudra mettre au point des méthodes permettant de déterminer l'influence réciproque de la toxicité du méthoxychlore, de l'épuisement possible des réserves de nourriture et des facteurs secondaires de stress, notamment les autres produits toxiques. En essayant d'évaluer l'importance de chacun de ces facteurs séparément, on ne tient pas compte de leurs interactions. Il pourrait s'avérer utile de considérer chaque paramètre comme une composante de la réponse globale des populations au stress. Tous ces facteurs, considérés seuls ou collectivement, peuvent exercer des stress considé-

rables sur les mécanismes homéostatiques des poissons. La réaction au stress est habituellement caractérisée par trois étapes. La première comporte la production d'hormones de "stress", soit l'adrénocorticotropine et les catécholamines. Au deuxième stade, des changements hormonaux interviennent dans la composition et les paramètres du sang. Si la situation stressante persiste, la performance physiologique est réduite, ce qui caractérise le troisième stade (Wedemeyer et McLeay 1981). Certaines méthodes physiologiques et biochimiques pour quantifier la réponse au stress chez les populations dans le milieu naturel existent déjà, et d'autres sont en voie d'être mises au point. Ces méthodes pourraient permettre de quantifier les conséquences des propriétés larvicides du méthoxychlore. Pour plus de détails sur le stress exercés sur les populations de poissons et sur les méthodes utilisés pour le quantifier, se référer à Pickering (1981), Lee et al. (1980) et Uthe et al. (1980).

2.2 JEUNES POISSONS

Peu d'études in situ ou en laboratoire ont porté sur les effets du méthoxychlore sur les premiers stades de croissance du poisson. Au cours des expériences in situ réalisées dans la rivière Athabasca au début juin 1974 et 1975, Flannagan et al. (1979, 1980a) ont noté la présence de quantités appréciables d'alevins et de jeunes meuniers noirs (Catostomus commersoni) dans des filets dérivants, en aval du point d'application de méthoxychlore (300 $\mu g.L^{-1}$, concentré émulsifiable). Leur présence pourrait être attribuable à des paramètres environnementaux sans aucun rapport avec le traitement larvicide, mais elle pouvait aussi résulter de l'action toxique directe du pesticide ou de l'inanition provoquée par une diminution de la quantité d'organismes utilisables comme nourriture causée par le méthoxychlore.

Le meunier noir fraye du début mai au début juin, et l'éclosion des oeufs intervient à peu près deux semaines plus tard (Scott et Crossman 1973). Les traitements larvicides de 1975 et 1974 étudiés par Flannagan et al. (1979, 1980a) ont été effectués au début juin, ce qui coïncident sans doute avec le frai et l'éclosion. D'après les études réalisées en laboratoire sur l'éclosion des oeufs et sur les premiers stades de meuniers noirs, le jeune poisson doit disposer continuellement d'une quantité de nourriture suffisante jusqu'à la fin de la résorption de l'enveloppe vitelline (McCormick et al. 1977). Un jeûne de 24 heures pendant les deux semaines qui suivent la résorption de l'enveloppe provoque une mortalité élevée. Pendant cette période, avant qu'ils ne commencent à se nourrir au fond de l'eau, les jeunes poissons mangent le zooplancton et les autres petits invertébrés nageant à la surface ou près de celle-ci. C'est à ce moment qu'ils risquent d'être affectés par le méthoxychlore, qui peut d'abord se trouver dans les organismes dérivants dont ils se nourrissent et, plus tard, faire diminuer les réserves de nourriture.

On connaît mal l'action toxique directe du méthoxychlore sur les jeunes poissons, surtout lors d'une exposition aiguë unique. Peterson (1973) a montré que la température préférée du tacon de Salmo salar exposé pendant 24 heures à 50 $\mu g.L^{-1}$ de méthoxychlore changeait beaucoup. Gardner (1973) a donné des résultats similaires pour les jeunes truites de ruisseau (Salvelinus fontinalis) exposées pendant 24 heures à 20 $\mu g.L^{-1}$ Hansen et Parrish (1977) ont signalé que l'exposition de mênés (Cyprinodon variegatus) à 23 $\mu g.L^{-1}$ provoquait une réduction considérable du nombre d'oeufs éclos. Cette étude n'était toutefois que partielle. En plus des oeufs, les adultes ont aussi été exposés pendant six semaines avant le frai. Il est donc difficile d'attribuer la diminution du taux d'éclosion à un effet direct du méthoxychlore sur les oeufs ou à un effet sur les adultes durant la période de frai.

Il faudra réaliser d'autres recherches sur les rivières Athabasca et Saskatchewan pour déterminer les effets du méthoxychlore sur les premiers stades des espèces indigènes représentatives. Étant donné la petite taille des poissons étudiés, il sera probablement impossible d'utiliser les épreuves liées au stress, suggérées ci-dessus pour les gros poissons. Il est urgent de mettre au point des méthodes permettant de déterminer les effets du pesticide sur les larves de poisson (Uthe et al. 1980). En l'absence de méthodes plus appropriées, la façon la plus pratique d'évaluer ces effets consiste à dénombrer les jeunes poissons avant et après le traitement larvicide. Ce dénombrement doit être réalisé en même temps qu'une série d'épreuves in situ sur les embryons et les larves d'une espèce caractéristique du cours d'eau et en utilisant l'eau de cette même rivière, afin de déterminer l'effet d'une dose unique de méthoxychlore et l'effet de la diminution des réserves de nourriture sur la croissance et la survie des larves de poisson.

2.3 EFFET DE LA PRÉPARATION SUR LA TOXICITÉ

D'après des études préliminaires en laboratoire, la préparation de méthoxychlore en particules est moins toxique pour le poisson que le concentré émulsifiable (Sebastian et Lockhart 1980, 1981). On a exposé des truites arc-en-ciel à 1 ou 5 $mg.L^{-1}$ de méthoxychlore sous forme de particules ou de concentré émulsifiable pendant 48 heures. Chez les poissons exposés au concentré émulsifiable, la mortalité s'élevait respectivement à 90 et 100%; ceux exposés à la préparation en particules présentaient respectivement un taux de mortalité de 0 et 10%. En outre, le poisson exposé pendant 1 heure à 0,1 ou 0,3 $mg.L^{-1}$ du concentré émulsifiable accumulait de 6 à 16 fois plus de méthoxychlore que les poissons exposés à des concentrations similaires de la préparation en particules. D'après les auteurs, on observait des réductions comparables de la toxicité et de l'absorption de la préparation en particules chez les larves de chironomidés (Chironomus tentans) et chez les nymphes de plécoptères (Pteronarcys dorsata). Par contre, les larves de mouches noires du 5^{e} et 6^{e} stade (Simulium decorum) ne présentaient aucune différence

statistiquement significative du taux de mortalité, après exposition à des concentrations équivalentes de l'une ou l'autre des préparations. Les larves exposées à la préparation en particules absorbaient toujours une plus grande quantité de méthoxychlore que celles exposées au concentré émulsifiable. Ces résultats concordent avec ceux de Wallace et al. (1976) et de Helson et West (1978), qui signalaient que les préparations en particules s'accumulent en plus grande quantité et sont plus sélectives pour les larves de mouche noire que les concentrés émulsifiables.

Bien que toutes les données concernant les préparations de méthoxychlore en particules soient basées sur un seul produit, les résultats révèlent la nécessité d'entreprendre d'autres recherches, en particulier sur l'optimisation de la granulométrie et sur l'expérimentation in situ. L'un des aspects qui mérite d'être étudié est l'assimilation de méthoxychlore en quantité plus élevées par les larves de Simulium, dans le cas des préparations en particules. Ce phénomène pourrait entraîner l'absorption de plus grandes quantités de méthoxychlore par les poissons qui consomment des larves contaminées et, de ce fait, détruire l'avantage apparent de l'absorption réduite à partir de l'eau.

3.0 EFFETS DU MÉTHOXYCHLORE SUR LES INVERTÉBRÉS AQUATIQUES NON VISÉS

Les écosystèmes sont des systèmes extrêmement complexes et possèdent chacun une population caractéristique, leur propre structure trophique et leur propre flux d'éléments nutritifs et d'énergie. Chaque écosystème est unique, car les populations présentes ont évolué ensemble et sont le résultat de l'évolution du système. La détermination de l'effet des polluants sur les écosystèmes a presque toujours été faite après coup sur des systèmes gravement endommagés, sans qu'on connaisse l'état de la communauté avant le traitement ni les interactions qui les ont transformés. Ainsi, la plupart des renseignements portent sur la phase de rétablissement intervenant après les dommages plutôt que sur les changements que provoquerait un facteur de stress donné. Cet état de choses ainsi que la complexité et l'unicité de chaque écosystème font qu'il est impossible de prévoir l'action à long terme (c'est-à-dire après des années) d'un pesticide sur un écosystème donné. Aujourd'hui l'évaluation des effets s'appuie souvent sur la mesure des perturbations après l'apparition d'un facteur de stress, par exemple l'application d'un pesticide, et sur l'évaluation subséquente des effets bénéfiques ou délétères de ces changements, basée sur des critères qui devront ultimement refléter des considérations pragmatiques définissant ce qui est délétère ou bénéfique.

Les critères choisis doivent être à la fois toxicologiques et écologiques. Dans la présente section, on discutera des effets toxicologiques aigus du méthoxychlore sur les invertébrés, observés au cours d'expériences en laboratoire (mise à jour de Gardner et Bailey 1975), ainsi que des perturbations (toute déviation d'une variation normale) chez les populations d'invertébrés benthiques non visés des rivières Athabasca et Saskatchewan.

3.1 TOXICITÉ DE MÉTHOXYCHLORE POUR LES INVERTÉBRÉS AQUATIQUES NON VISÉS

L'une des principales conséquences des traitements au méthoxychlore est utilisé depuis plus d'une décennie pour détruire les mouches noires, mais on a effectué très peu de travaux en laboratoire sur sa toxicité pour les invertébrés des eaux en mouvement. En outre, la plupart des renseignements provenant des travaux en laboratoire ont été obtenus à l'aide d'épreuves de toxicité aiguë durant de 24 à 96 heures ou d'épreuves de toxicité chronique durant des semaines. Ces renseignements ont peu d'utilité lorsqu'on veut évaluer l'effet possible de la lutte contre les mouches noires qui consiste à appliquer une dose unique de 300 $\mu g.L^{-1}$ pendant 7,5 à 15 minutes. Comme la plupart des applications de méthoxychlore visant à détruire les mouches noires ne durent que de 7,5 à 15 minutes, il serait intéressant de déterminer la CL_{50} pour divers invertébrés fluviatiles avec des expositions de telles durées. Néanmoins, ces résultats ne pourraient servir à évaluer l'effet du méthoxychlore sur toute la communauté. Les études, à moins qu'elles ne soient réalisées à l'échelle du micro- et du mésocosme, ne tiennent pas compte des interactions entre les diverses espèces (par exemple, relations prédateur-proie,

compétition pour les ressources, etc.). En outre, il pourrait s'avérer difficile de simuler des conditions naturelles de qualité de l'eau, de régime de température, de mode écoulement de l'eau, de diversité des substrats, etc.

Les données obtenues lors d'épreuves en laboratoire avec des invertébrés aquatiques sont présentées au Tableau 3-1 (pour les travaux antérieurs, voir Gardner et Bailey 1975). Bien que les valeurs obtenues par les divers auteurs ne soient pas comparables au sens strict car les conditions expérimentales étaient différentes (par exemple la composition chimique de l'eau employée, la température, le mode d'application du méthoxychlore, etc.), il est évident que le méthoxychlore est assez toxique pour les invertébrés étudiés.

3.2 CONTRÔLE DES PERTURBATIONS

Malheureusement, peu d'études fondamentales ont été réalisées sur d'importants cours d'eau au Canada. Les techniques utilisées sur les petites rivières ou sur les petits cours d'eau et les résultats qu'elles fournissent ne peuvent être appliquées directement aux plus gros à cause de différences aux points de vue hydrologie, substrat, régime de température, etc. Le même principe s'applique aux études réalisées sur les cours d'eau d'importance aux États-Unis, car la plupart des rivières septentrionales du Canada ont été beaucoup modifiées par la glaciation du Pléistocène et présentent souvent des communautés fauniques différentes (voir Flannagan et Flannagan 1983). Il faut donc reconnaître que toute étude entreprise au Canada sur des cours d'eau importants et rapides, comme l'Athabasca, exige d'abord qu'on accorde un temps suffisant (une fois que les objectifs de l'étude ont été fixés) pour mettre au point et éprouver les techniques d'échantillonnage avant de commencer la collecte de données utiles.

On utilise souvent les indicateurs suivants pour étudier les perturbations causées par les contaminants dans les communautés d'invertébrés benthiques dans les eaux en mouvement:

i) structure de la communauté (par exemple abondance, biomasse, diversité)
ii) invertébrés à la dérive
iii) émergence des invertébrés

3.2.1 STRUCTURE DE LA COMMUNAUTÉ

L'abondance et la biomasse sont des indices simples de la structure de la communauté. Ils fournissent peu d'information écologique sur le système, mais ils s'avèrent utiles lorsqu'on les compare à d'autres indices. L'abondance d'une espèce est difficile à évaluer car elle varie beaucoup; il faut donc un grand nombre d'échantillons pour

obtenir des résultats satisfaisants. Par exemple, on utilise couramment le prélèvement ponctuel d'échantillons de benthos, méthode pour laquelle on prévoit de grandes variations, en particulier lorsque le lit de la rivière est perturbé pendant un certain temps, car la distance couverte en un temps donné variera considérablement suivant l'opérateur, le type d'habitat et le débit. D'après Edwards et al. (1975), il fallait au moins 10 échantillons pour estimer le nombre total d'invertébrés à ± 40 pour cent, avec une limite de confiance de 95 pour cent. En ne mesurant que l'abondance ou la biomasse, on tend à fausser les résultats, car les valeurs de densité peuvent exagérer l'importance de petites espèces abondantes et celles de la biomasse gonflent le nombre d'organismes plus gros habituellement peu nombreux. Cette erreur est moins apparente lorsque tous les organismes ont à peu près la même taille.

L'un des aspects structuraux des communautés qu'on mesure le plus souvent est la diversité. Malheureusement, la diversité a plusieurs définitions et il faut donc la calculer en tenant compte de plusieurs indices (Peet 1974; Pielou 1977). Le concept de diversité englobe à la fois le nombre d'espèces présentes (richesse en espèces) et le nombre d'organismes par espèce (répartition des espèces). Les indices de diversité font varier, selon leur définition respective l'importance relative de ces deux facteurs.

Il est difficile de mesurer la diversité dans un écosystème aquatique, comme une rivière d'importance, car les caractéristiques de l'habitat varient beaucoup dans la zone étudiée. Il existe en effet, dans les gros cours d'eau, divers types d'habitats créés par des substrats, des débits et des profondeurs variables, etc.; le nombre et la composition des espèces varieront donc énormément d'une région à l'autre, au cours d'une même saison, ainsi que d'une saison à l'autre. La diversité est donc faussée par le nombre d'échantillons et leur taille.

Pour obtenir des indices de diversité très précis, il faut identifier les organismes de chaque espèce. L'identification des populations d'invertébrés est difficile en raison de l'insuffisance de données publiées sur le développement et la taxinomie des premiers stades de croissance. Plusieurs théories relient directement la stabilité et la diversité, mais elles ont été sérieusement mises en doute récemment (Goodman 1975). Bien que la disparition d'une espèce soit irréversible, le rôle de cette espèce peut être repris par des compétiteurs déjà présents. En outre, les prédateurs peuvent choisir d'autres proies. Cette flexibilité sert de mécanisme tampon pour stabiliser la communauté qui a subi un changement structural. Toutefois, d'après plusieurs études, certaines espèces sont irremplaçables et leur disparition pourrait amener l'effondrement du système (Lewis 1978). L'identification de ces espèces n'en est toutefois qu'au stade rudimentaire. Ainsi, à cause des multiples définitions quantitatives de la diversité, de la non variation des indices de diversité lorsque la population subit des changements structuraux, de la difficulté d'obtenir des mesures précises et de

Tableau 3-1. Études en laboratoire sur la toxicité aiguë et chronique du méthoxychlore pour les invertébrés aquatiques non visés.

Espèce	Conditions d'essai[a]	Durée d'exposition (h)	Réponse à la toxicité	Concentration efficace ($\mu g.L^{-1}$)	Référence
Hydropsyché, larve (*Hydropysche sp.*)	CI	336	CL_{50}	2,9	Anderson et DeFoe (1980)
	CI	504	CL_{50}	1,5	
	CI	672	CL_{50}	1,3	
Hydropsyché, larve (*Hydropysche morosa*)	S	3	CL_{50}	30	Fredeen (1972)
Mouches de mai, oeufs (*Hexagenia rigida*)	S	252	CE_{50} (suppression de l'éclosion)	70-120	Friesen (1979)
Plécoptère, larve (*Pteronarcys dorsata*)	CI	672	aucune mortalité	4,23	Anderson et DeFoe (1980)
Plécoptère, larve (*Pteronarcys sp.*)	S	24	CL_{50}	30	Cope (1965)
		48	CL_{50}	8	
		96	CL_{50}	1,4	
Maringouin, larve (*Aedes aegypti*)	S	24	CE_{50} (immobilisation)	23,3	Burchfield et Storrs (1954)
Maringouin, larve (*Aedes cantaus*)	S	24	CL_{50}	31,5	Rettich (1977)
			CL_{90}	31,1	
Maringouin, larve (*Aedes punctor*)	S	24	CL_{50}	63,1	Rettich (1977)
			CL_{90}	109,6	
Maringouin, larve (*Culex pipiens pipiens*)	S	24	CL_{50}	8,9	Rettich (1977)
			CL_{90}	15,5	
Maringouin, larve (*Culex pipiens molestus*)	S	24	CL_{50}	18,9	Rettich (1977)
			CL_{90}	31,1	

Tableau 3-1. (suite)

Espèce	Conditions d'essai[a]	Durée d'exposition (h)	Réponse à la toxicité	Concentration efficace ($\mu g.L^{-1}$)	Référence
Maringouin, larve (*Culiseta annulata*)	S	24	CL_{50} CL_{90}	38,3 66,1	Rettich (1977)
Maringouin, larve (*Culex pipiens quadromaculatus*)	S	24	CL_{50}	<10	Hansen *et al.* (1972)
Maringouin, larve (deuxième stade (*Aedes aegypti*))	S	24 48 96	CL_{50} CL_{50} CL_{50}	47 47 44	Lakota (1974)
Daphnie (*Daphnia magna*)	S	26	CL_{50}	3,7	Frear et Boyd (1967)
Daphnie (*Daphnia magna*)	S	24 48 96	CL_{50} CL_{50} CL_{50}	250 16 6	Knapek et Lakota (1974)
Escargot (*Physa integra*)	CI	672	aucune mortalité	4,23	Anderson et DeFoe (1980)
Escargot (*Physa elliptica*)	S	24	CL_{50}	5500	Hansen *et al.* (1972)
Escargot (*Lympae pallustris*)	S	24	CL_{50}	8500	Hansen *et al.* (1972)

[a] CI - continu, intermittent.

F - statique.

l'absence d'une base théorique pour les interpréter, il est préférable d'utiliser la diversité uniquement pour décrire des changements globaux. Maintenant, on utilise souvent les indices de similarité et l'analyse de groupe comme indicateurs des changements structuraux (Burlington 1962; Cairns et Kaesler 1969). Il semble que les indices de similarité soient plus précis et qu'ils reflètent donc mieux les différences structurales, en présence d'un stress peu élevé, que les mesures de la diversité (Marshall et Mellinger 1980).

3.2.2 INVERTÉBRÉS À LA DÉRIVE

La dérive d'un nombre catastrophique d'invertébrés aquatiques résultant de l'utilisation d'insecticides, dont le méthoxychlore, pour détruire les mouches noires a été récemment étudiée par Wallace et Hynes (1981). Comme l'ont souligné ces auteurs, le nombre d'organismes à la dérive dépend de la quantité, du type de préparation de pesticide utilisée et des processus de brassage du cours d'eau qui régissent la dispersion du produit chimique. D'autres facteurs, par exemple la chimie de l'eau, l'hydrologie, l'abondance et la composition des espèces d'ONV jouent aussi un rôle. Il est donc évident que les études réalisées dans des cours d'eau dont les caractéristiques diffèrent ne sont pas comparables au sens strict. Comme l'ont fait remarquer Wallace et Hynes (1981), il est impossible pour le moment d'établir une relation quantitative entre la population d'invertébrés benthiques et la population flottant à la dérive, mais le nombre d'invertébrés dérivants constitue un indicateur qualitatif valable du degré de stress chez les communautés benthiques exposées aux pesticides.

Tout programme de contrôle des invertébrés dérivant doit tenir compte des variations naturelles de leur nombre selon l'endroit dans le cours d'eau, la profondeur, l'heure et la saison.

3.2.3 ÉMERGENCE DES INVERTÉBRÉS

En mesurant le nombre d'insectes adultes et le nombre d'espèces différentes émergeant des diverses portions du cours d'eau, on obtient des informations sur les effets à moyen terme (sur quelques mois) d'un pesticide sur la population d'insectes benthiques. L'étude émergeant des insectes permet de reconnaître les espèces qui ne sont pas tuées immédiatement par le pesticide mais dont le cycle de vie est interrompu par la suite. Pour réaliser de telles études, il faut connaître le cycle de vie des insectes et, par conséquent, leur habitat et le moment prévu de leur émergence. Le nombre d'insectes adultes dont l'émergence est prévue peut être déterminé à partir de l'abondance respective des divers stades larvaires de chaque insecte, obtenue par échantillonnage du benthos, et du nombre d'insectes émergeant dans un site semblable non traité. Il est souvent difficile d'identifier les stades non adultes des espèces étant donné l'insuffisance de données taxinomiques.

3.2.4 ÉVALUATION DU RÉTABLISSEMENT APRÈS UNE PERTURBATION

Quel que soit le système, il ne suffit pas de détecter seulement les changements à court terme pour évaluer les conséquences d'une perturbation. Il est aussi important de déterminer la capacité du système à s'en remettre. La répartition inégale des invertébrés dans les cours d'eau, doublée du problème inhérent à l'échantillonnage quantitatif du benthos, rend difficile l'évaluation de ce rétablissement. Pour compliquer la situation, les cycles de vie des insectes aquatiques sont inégaux (Lehmkuhl 1981). Par exemple, l'absence d'insectes dans des échantillons Surber prélevés quelques jours après le traitement pourrait s'expliquer par l'émergence naturelle plutôt que par les effets létaux d'un pesticide. De la même façon, l'abondance d'une espèce au cours d'une période de rétablissement pourrait s'expliquer par l'éclosion plutôt que par un repeuplement.

Dans les réseaux fluviaux où le stress fait augmenter le nombre d'organismes aquatiques à la dérive, de grandes parties du cours d'eau peuvent être débarrassées de leur population benthique (Wallace et Hynes 1981). Le devenir des organismes dérivants devra être déterminé (c'est-à-dire meurent-ils directement des conséquences du stress ou indirectement par l'action accrue des prédateurs, ou encore repeuplent-ils un secteur en aval). La recolonisation d'un secteur dépeuplé est couramment utilisée comme indice de la capacité d'un système à se rétablir. On a suggéré divers mécanismes pour expliquer la recolonisation de secteurs débarrassés de leur benthos, par exemple l'arrivée d'organismes provenant de secteurs non traités situés en amont et entraînés à la dérive, la migration des adultes vers l'amont, la migration vers le haut à partir des sédiments et l'éclosion des oeufs (Williams et Hynes 1976).

L'utilisation de substrats artificiels constitue un moyen d'estimer la vitesse de recolonisation. Bien qu'ils ne soient pas directement comparables avec l'habitat naturel, les substrats artificiels sont comparables entre eux lorsqu'on les laisse dans l'eau pendant la même période. Ils permettent ainsi de contourner les difficultés associées à l'échantillonnage d'habitats similaires. Les résultats sur la structure des communautés obtenus à partir de substrats artificiels dépendent de la taille et du type de substrat, de l'éloignement à partir de la source de recolonisation et de la période d'immersion dans la zone étudiée. On ne peut les relier quantitativement aux populations présentes dans le lit du cours d'eau. Les substrats artificiels ne conviennent pas aux cours d'eau profonds à débit élevé, car ils sont alors difficiles à placer, à mintenir en position et à remonter. Pour plus de détails sur les substrats artificiels, sur leurs avantages et sur leurs inconvénients, voir Cairns (1982).

Tableau 3-2. Contrôle des effets sur les invertébrés aquatiques de la rivière Athabasca.

APPLICATION[α]			CONTRÔLE			
Date	Taux nominal	Sites[β]	Sites (distance en km)[β,γ]	Technique[δ]	Fréquence	Référence
1981, 20 mai	< 300 µg.L^{-1} pendant 7,5 min	av 59,5 km, 160 km	av 20, 40, 80, 120, 160, 200, 240	Surber-ponctuel modifié	27 avril - 30 août à 2-3 sem. d'intervalle -plus fréquent au traitement	Murray et Jackson (1982)
19 juin	< 200 µg.L^{-1} pendant 15 min	av 145 km				
			am 20 av 40, 80, 120, 180, 200, 240	K	hebdom. 13 mai - 15 juin, première et dernière sem. d'août	Byrtus (1982)
1980, 20 mai	300 µg.L^{-1} pendant 7,5 min	av 203 km	am 20	K	hebdom. 22 avril - 27 mai 22 juillet, 12 août	Byrtus (1981b)
21 mai	"	av 59,5 km	av 40, 80, 120, 180, 200, 240			
1979, 5 juin	30 µg.L^{-1} pendant 7,5 min	av 203 km	am 20	K	hebdom. 18 mai - 26 sept.	Byrtus (1981a)
7 juin	"	av 59,5 km	av 40, 80, 120, 160, 200, 395			
11 juillet	"	av 145 km				
1978	aucun traitement					
1977	aucun traitement		am 20, 40 av 4,7, 20, 40, 80, 120, 160, 200, 240	K	hebdom. mai - sept.	Depner et al. (1980)
1976, 20 mai	300 µg.L^{-1} pendant 7,5 min	av 160 km	comme en 1977	K	hebdom. mai - sept.	Depner et al. (1980)
25 mai	"	sur l'Athabasca	av 180 km après le premier traitement av 77 km - après le deuxième traitement	à la dérive	toutes les 4 h, - pour évaluer les effets d'une dose de méthoxychlore sur 5 jours	Haufe et al. (1980a)
1975, 4 juin	300 µg.L^{-1} pendant 7,5 min	av 50 m	comme en 1977	K	hebdom., mai - sept.	Depner et al. (1980)

Tableau 3-2. (suite)

APPLICATION[α]			CONTRÔLE			
Date	Taux nominal	Sites[β]	Sites (distance en km)[β,γ]	Technique[δ]	Fréquence	Référence
1975, 4 juin	300 µg.L^{-1} pendant 7,5 min	av 50 m	am ? av 1, 67, 400	à la dérive	toutes les 4 h, pendant 5 jours, en débutant 48 h avant le traitement	Flannagan et al. (1980b)
				substrat artificiel	-minimum de 3 sem. -à divers moments avant et après le traitement - mai - août	
				en vrac	-à divers moments avants et après le traitement - mai - août	
1974, 4 juin	300 µg.L^{-1} pendant 15 min	sur l'Athabasca	am 20, 40, 60 av 4.7, 20, 40, 80, 120, 160	K	hebdom. mai - sept.	Depner et al. (1980)
			am? av 200 m, 67, 400	à la dérive	toutes les 4 h, pendant 4 jours, en débutant 24 h avant le traitement	Flannagan et al. (1980a)
				substrat artificiel	à divers moments, jusqu'à 4 sem. après le traitement	
				en vrac	24 mai- 24 juin	

[α] En 1974, applications à partir du pont sur l'Athabasca; après 1974, applications à partir de bateaux pour améliorer le brassage.

[β] av - distance en aval de la ville d'Athabasca.
am - distance en amont de la ville d'Athabasca.

[γ] Les sites soulignés sont des sites témoins.

[δ] K - en utilisant un cultivateur de jardin et un filet, comme décrit dans Depner et al. 1980.

3.3 ÉTUDES PORTANT SUR LE CONTRÔLE DES PERTURBATIONS

Au Canada, le méthoxychlore a été utilisé depuis un certain nombre d'années pour tuer les larves de mouches noires dans les rivières Athabasca et Saskatchewan. Gardner et Bailey (1975) ont déjà examiné les premières études portant sur le contrôle des perturbations dans ces réseaux fluviaux; c'est pourquoi on se limitera ici aux études plus récentes et à leurs conclusions.

3.3.1 RIVIÈRE ATHABASCA

Les dates, les taux et les points d'application de méthoxychlore ainsi que les sites, les calendriers et les techniques ayant servi au contrôle des populations benthiques de 1974 à 1981 sont présentés au Tableau 3-2. Quatre méthodes ont été utilisées pour prélever les échantillons d'invertébrés: prélèvement en vrac, avec filet dérivant, par substrat artificiel et variantes du prélèvement ponctuel. Dans toutes les études, celles de Flannagan et al. (1980a, b) exceptées, les points de prélèvement étaient situés à la même distance par rapport à la ville d'Athabasca. Toutefois, ces sites n'ont pas été décrits avec précision, et il est impossible de savoir si les habitats échantillonnés étaient semblables. D'après des études effectuées par le ministère de l'Environnement de l'Alberta de 1979 à 1981 (Byrtus 1981a, b; 1982), il s'agit de sites où l'eau est agitée. Chaque partie de la rivière Athabasca n'a été traitée qu'une fois par année, sauf en 1979 et en 1981 où il y a eu deux traitements. Dans toutes les études, sauf celles de Flannagan et al. (1980a, b) qui ont utilisé l'ordre comme point de référence, on a classé les organismes selon leur genre.

Il est difficile de comparer les résultats d'une étude avec ceux provenant d'une autre, en raison des différentes méthodes de prélèvement utilisées, de l'absence de données sur les habitats échantillonnés et des différents modes d'expression des données. Les perturbations subies par plusieurs populations benthiques immédiatement après le traitement (c.-à-d. après moins d'une semaine) n'ont été décrites que dans les études effectuées en 1980 et 1981 où apparaît le nombre de genres différents prélevés chaque semaine. Ces effets immédiats ne sont pas signalés dans les travaux de Depner et al. (1980) ou de Flannagan et al. (1980a, b). Les échantillons hebdomadaires de l'étude de Depner et al. (1980) n'ont été regroupés en moyennes mensuelles que dans le cas de trois genres (la mouche de mai, Ephemerella, le plécoptère, Isogenus et l'hydropsyché) et d'un groupe de plusieurs ONV. Pour leur part, Flannagan et al. (1980a) comparent la situation avant et après le traitement, sans préciser les dates; et les résultats de l'échantillonnage de Ponar ne sont donnés que pour deux groupes, soit les chironomidés et les "autres invertébrés aquatiques". Dans cette étude, les perturbations subies par chaque genre ou ordre, évaluées par le nombre d'organismes prélevés en

Tableau 3-3. Variation du nombre d'insectes benthiques prélevés dans la rivière Athabasca par échantillonnage ponctuel après le traitement au méthoxychlore, le 20 mai 1980[α,β].

	Nombre d'insectes[γ]											
	Sites témoins						Sites traités					
	20 km[ε]			40 km[δ]			80 km[δ]			120 km[δ]			240 km[δ]		
	20 mai	23 mai	variation en %	20 mai	23 mai	variation en %	20 mai	23 mai	variation en %	20 mai	23 mai	variation en %	20 mai	23 mai	variation en %
ÉPHÉMÉROPTÈRES															
Baetis	1	7	+600	3	12	+300	86	10	-88	26	5	- 81	18	1	- 94
Heptagenia	9	25	+178	14	23	+ 64	22	9	-59	62	28	- 55	19	5	- 74
Ephemerella	21	23	+ 10	23	13	- 77	186	310	+67	55	139	+153	49	52	+ 6
PLÉCOPTÈRES															
Isogenus	103	74	- 28	8	44	+400	172	17	-90	40	18	- 55	97	9	- 91
Isoperla	56	134	+139	15	20	+ 33	179	21	-88	149	19	- 87	49	-	-100
TRICHOPTÈRES															
Cheumatopsyche	3	10	+230	-	7	+	107	31	-71	40	39	- 2	68	24	- 65

α Données tirées des annexes 10 et 11 de Byrtus (1981b).

β Les sites traités étaient situés à 59,5 et 203 km en aval de la ville d'Athabasca. Les échantillons ont été prélevés à des endroits où l'eau était agitée.

γ Nombre d'organismes dans un échantillon.

δ Éloignement en aval de la ville d'Athabasca.

ε Éloignement en amont de la ville d'Athabasca.

vrac, n'ont pas été analysées. En outre, les échantillons prélevés en vrac présentent de telles variations qu'on ne pourrait déceler que des changements correspondant à plusieurs ordres de grandeur.

Les effets immédiats observés chez les populations d'ONV en 1980 et 1981 après le traitement au méthoxychlore réalisé au mois de mai n'étaient pas les mêmes. Parmi les six genres énumérés au Tableau 3-3 (choisis en raison de leur abondance dans les échantillons benthiques), cinq (la mouche de mai, Ephemerella, exceptée) voyaient leur population diminuer régulièrement aux sites traités alors que leur nombre augmentait aux sites témoins non traités. Mais on ne connaît pas la précision de ces chiffres, étant donné que les échantillons n'ont pas été prélevés en plusieurs exemplaires. Par contre, on n'a observé aucune perturbation due au traitement de mai 1981 (Tableau 3-4). Une fois encore, Ephemerella n'était pas affecté de façon notable, mais les populations de mouches de mai, Baetis et Heptagenia, ainsi que les populations de plécoptères Isogenus et Isoperla avaient diminué à la fois aux sites témoins et aux sites traités, ce qui correspond probablement à l'émergence d'insectes adultes plutôt qu'au méthoxychlore.

Après le second traitement de 1981 (19 juin), la population des six genres a diminué aux sites traités par rapport à celles des sites non traités (Tableau 3-5). D'après une analyse de groupe comparant les ressemblances ou les dissemblances des communautés aux différents points de prélèvement, les populations échantillonnées avaient subi des changements après le traitement au méthoxychlore (Tableau 3-6). Le second traitement a été effectué au moment où la population de la plupart des ONV augmentait et où un grand nombre d'organismes se trouvaient aux premiers stades larvaires. Le second traitement différait de celui du 20 mai (Tableau 3-2). La concentration d'exposition avait été réduite d'environ un tiers (de 270 à 199 $\mu g.L^{-1}$), mais le temps d'injection avait doublé (il était passé de 7,5 minutes à 15 minutes). Il se peut toutefois que cette augmentation de la dose intégrée n'ait pas été suffisante pour entraîner les perturbations observées.

Les populations des genres sensibles (Isogenus, Isoperla et Hydropsyche) reprenaient un état normal, c'est-à-dire celui du site témoin, une à quatre semaines après le traitement (Byrtus 1981a, b; 1982). Après le deuxième traitement de 1981, la population revenait au niveau du site témoin après deux à huit semaines, en raison de l'émergence des invertébrés et de l'éclosion des oeufs (p.ex. Baetis après quatre à sept semaines et Isogenus après approximativement sept à huit semaines (Byrtus 1981a, 1982). Le retour au niveau des sites témoins ne peut être considéré comme un rétablissement dans ces études, car on n'a pas comparé l'abondance des divers genres constituant les communautés témoins et les communautés traitées au cours de l'étude de 1979 (Byrtus 1981a), et parce qu'il n'y a aucune base de données montrant que les communautés étaient similaires. Il est essentiel de posséder une telle base de données; pour réaliser des études comme celle de l'Athabasca, il faudrait relever des

Tableau 3-4. Variation du nombre d'insectes benthiques prélèves dans la rivière Athabasca par échantillonnage ponctuel après le premier traitement au methoxychlore, le 20 mai 1981[α].

		Nombre d'insectes														
		Sites témoins[γ]						Sites traités[γ]								
		20 km			40 km			80 km			120 km			200 km		
	Référence[β]	20 mai	25 mai	variation en %	20 mai	25 mai	variation en %	20 mai	25 mai	variation en %	20 mai	25 mai	variation en %	20 mai	25 mai	variation en %
ÉPHÉMÉROPTÈRES																
Baetis	A				-	1	+	47	-	-100	20	-	-100	9	-	-100
	B	1	-	-100	8	-	-100	10	1	- 90	10	1	- 90	1	-	-100
Ephemerella	A				-	2	+	125	38	- 70	26	33	+ 27	12	13	+ 8
	B	1	1	-	2	1	- 50	36	52	+ 44	3	9	+200	1	3	+200
Heptagenia	A				51	17	- 67	22	2	- 91	14	8	- 43	11	11	-
	B	41	11	- 73	33	3	- 91	43	3	- 93	17	6	- 65	4	9	+125
PLÉCOPTÈRES																
Isogenus	A				49	13	- 73	270	14	- 95	265	19	- 93	184	4	- 98
	B	11	1	- 91	23	4	- 87	123	-	-100	42	9	- 79	22	14	- 36
Isoperla	A				42	68	+ 62	35	59	+ 69	59	10	- 83	154	5	- 97
	B	132	12	- 91	148	40	- 73	196	3	- 98	133	8	- 94	87	5	- 94
TRICHOPTÈRES																
Cheumatopsyche	A				2	1	- 50	48	6	- 88	7	-	-100	7	1	- 86
	B	-	-	-	1	-	-100	2	15	+650	-	-	-	1	2	+100

[α] Les sites traités étaient situés à 59,5 et 160 km en aval de la ville d'Athabasca.

[β] A - Données tirées des annexes 11 et 12 de Brytus (1982). Nombre total d'insectes contenus dans 3 échantillons.
B - Données tirées des annexes 18 et 19 de Murray et Jackson (1982). Nombre total d'insectes contenus dans 3 échantillons. Coefficient de variation = 40%.

[γ] Éloignement en aval de la ville d'Athabasca.

Tableau 3-5. Variation du nombre d'insectes benthiques prélevés dans la rivière Athabasca par échantillonnage ponctuel après un second traitement au méthoxychlore, le 19 juin 1981[α,β].

	Nombre d'insectes[γ]																	
	Sites non traités												Sites traités					
	20 km[δ]			40 km[δ]			80 km[δ]			120 km[δ]			160 km[δ]			200 km[δ]			240 km[δ]		
	19 juin	22 juin	variation en %	19 juin	22 juin	variation en %	19 juin	22 juin	variation en %	19 juin	22 juin	variation en %	19 juin	22 juin	variation en %	19 juin	22 juin	variation en %	19 juin	22 juin	variation en %
ÉPHÉMÉROPTÈRES																					
Baetis	46	129	+180	11	60	+445	12	17	+ 42	41	51	+24	16	4	-75	10	-	-100	29	-	-100
Heptagenia	17	29	+ 71	21	49	+133	29	18	- 38	21	21	-	18	3	-83	12	4	- 67	20	4	- 80
Ephemerella	8	6	- 25	8	6	- 25	6	5	- 17	11	2	-82	10	1	-90	10	6	- 40	13	3	- 77
PLÉCOPTÈRES																					
Isogenus	-	3	+	3	11	+267	53	68	+ 28	15	2	-87	-	-	-	2	-	-100	-	-	-
Isoperla	43	96	+123	69	143	+107	315	106	- 66	299	114	-62	27	2	-93	101	5	- 95	52	2	- 96
TRICHOPTÈRES																					
Cheumatopsyche	3	14	+367	8	3	- 63	2	-	-100	8	6	-25	-	3	+	11	6	- 45	16	-	-100

α Données tirées des annexes 20 et 21 de Murray et Jackson (1982).

β Le site traité était situé à 145 km en aval de la ville d'Athabasca.

γ Nombre total d'insectes contenus dans 3 échantillons ponctuels. L'aire d'échantillonnage était de 0,5 m^2 pour chaque prélèvement. Coefficient de variation, 40%.

δ Éloignement en aval de la ville d'Athabasca.

données pendant au moins deux ans avant le début du traitement au méthoxychlore. La rivière Athabasca a été étudiée en 1973, c.-à-d. avant trois ans de traitement, mais les techniques en étaient encore au stade expérimental et les données utilisables obtenues cette année-là sur les ONV ne sont guère nombreuses.

Flannagan et al. (1980a, b) ont mesuré le rétablissement dû à la recolonisation des invertébrés sur des substrats artificiels. La recolonisation après 4 semaines était faible, comparée à celle sur des substrats artificiels au site témoin. Toutefois, avant le traitement, la population du site traité (station n^o 3) était très différente de celle du site témoin (station n^o 1); en effet, la station n^o 1 présentait surtout des trichoptères et des plécoptères, alors qu'à la station n^o 3 il y avait des plécoptères, des chironomidés, des simuliidés, des crustacés et des oligochètes (les trois dernières espèces n'ont été observées qu'à la station n^o 3). La station n^o 1 ne convient donc pas comme site témoin, puisque sa population n'est pas la même que celle de la station n^o 3.

Deux études distinctes ont été réalisées sur la variation du nombre d'invertébrés entraînés par le courant après l'application de méthoxychlore. Flannagan et al. (1980a, b) ont prélevé des échantillons à 0,5 m au-dessus du lit de la rivière, toutes les 4 heures pendant 4 à 5 jours, en commençant un jour avant le traitement en 1974 et en 1975. Le nombre d'insectes à la dérive était de dix à mille fois plus élevé après passage de la dose de méthoxychlore. D'après Flannagan et al. (1980b), en 1975 à la station n^o 2, le nombre d'éphéméroptères est passé en moyenne d'environ 40 à 2500, celui des plécoptères de 150 à 5500 et celui des trichoptères de 50 à 50 000 au cours d'un prélèvement par filet dérivant d'une durée de 4 heures. À la station n^o 3, située à 67 km en aval du point d'application, la population d'éphéméroptères est passée d'environ 400 à 9000, celle des plécoptères de 1000 à 10 000 et celle des trichoptères de 100 à 25 000. Le nombre légèrement plus élevé d'insectes à la dérive à la station n^o 2 par rapport à la station n^o 3 peut s'expliquer par le fait que la première est plus près du site d'application et que la méthoxychlore, mal mélangé, y est probablement plus concentré (voir Section 6,1). Après le passage du méthoxychlore, le nombre de plécoptères était inférieur à celui avant le traitement alors que le nombre de trichoptères à la dérive restait élevé tout au long du prélèvement; les échantillons n'ont pas été prélevés en plusieurs exemplaires et les variations dues à la profondeur ou à l'éloignement du rivage n'ont pas été analysées. Le devenir des organismes à la dérive a été étudié par recolonisation sur des substrats artificiels. Il est impossible de savoir, à partir des données fournies, si les substrats échantillonnés sont restés dans l'eau pendant la même période ou quels échantillons ont été réunis pour être analysés. Ces lacunes rendent difficile l'interprétation des données.

Dans le thalweg (la ligne suivant la partie la plus profonde du cours d'eau), Haufe et al. (1980b) ont trouvé que le nombre d'organismes à la dérive variait de 4 à 5 fois selon l'heure et jusqu'à 3 fois selon la

Tableau 3-6. Analyse de groupe comparant les points communs des sites témoins et traités avant et après les traitements en méthoxychlore du 19 juin 1981 sur la rivière Athabasca[α].

Sites comparés[β]	RPP[γ]	
	19 juin	22 juin
20 km - 40 km	0,708	0,773
20 km - 160 km	0,708	0,280
20 km - 200 km	0,509	0,439
20 km - 240 km	0,802	0,448

[α] Données tirées de Murray et Jackson (1982).

[β] Le point d'application était situé à 145 km en aval d'Athabasca.

[γ] Ressemblance proportionnelle des populations (Pielou 1977). Plus cette valeur s'approche de 1, plus les populations se ressemblent.

profondeur. Cette variation le long de la section du cours d'eau (c'est-à-dire en des points définis par rapport au thalweg compte tenu de la vitesse du courant) correspondant à un facteur de 9. Le nombre d'organismes à la dérive après le passage du méthoxychlore était de 10 à 100 fois plus élevé qu'avant le traitement, soit une variation plus importante que la variation naturelle. Ces chercheurs ont obtenu les mêmes résultats que Flannagan et al. (1980a, b), c'est-à-dire qu'il y avait augmentation du nombre de plécoptères à la dérive au moment du passage du méthoxychlore, puis diminution sous les niveaux d'avant le traitement. Le nombre de trichoptères à la dérive était aussi plus important après le passage du méthoxychlore, mais il restait élevé pendant 24 heures au moins après le traitement; la population d'éphéméroptères ne subissait aucun changement important, Haufe et al. (1980a) ont établi à partir des taux de mortalité dans les filets dérivants que ces taux de mortalité étaient supérieurs à 15% de la population prélevée. Le taux de mortalité observé au cours du contrôle précédant le traitement était élevé lui aussi pour certains de ces genres, mais cet effet se manifestait de façon aléatoire; ainsi, on peut supposer que les résultats uniformes obtenus après le traitement étaient dus au méthoxychlore. Selon Haufe et al. (1981), ces taux n'avaient aucun effet grave sur la population d'insectes. Cependant, ces neuf genres constituaient les principaux invertébrés benthiques en ce qui concerne leur abondance et leur biomasse; il est donc difficile d'imaginer que leur perte n'affecte pas l'ensemble des populations.

On a montré qu'il y avait perte de biomasse à court terme et diminution de la productivité secondaire dans des échantillons benthiques (voir ci-dessus). L'abondance des insectes aux sites traités n'augmentait pas avant l'émergence des adultes et l'éclosion des nouveaux oeufs, soit jusqu'à un mois après un traitement unique au printemps et jusqu'à deux mois après un deuxième traitement en été (Byrtus 1981a, b; 1982).

On a calculé chaque année la diversité à partir des échantillons benthiques. Depner et al. (1980) ont constaté que la diversité (richesse en espèces) avait augmenté légèrement à chaque site de 1973 jusqu'en 1977, mais il est impossible de savoir si ce sont les mêmes habitats qui ont été échantillonnés. Cet accroissement peut s'expliquer par l'expérience accrue in situ et en laboratoire, étant donné qu'environ les trois quarts des genres identifiés au cours de l'étude quinquennale à chaque endroit ont été décelés chaque année au même endroit. Byrtus (1981a, b; 1982) n'a trouvé aucune tendance particulière dans les calculs de la diversité. Aucun genre n'avait disparu; toutefois, comme l'identification s'arrêtait avant le niveau de l'espèce, la disparition de l'une d'entre elles n'était pas décelable, à moins évidemment qu'elle n'ait été la seule espèce du genre. Hastaperla, abondante au cours des premières années, était devenue très rare en 1981.

3.3.2 RIVIÈRE SASKATCHEWAN

Les dates, les sites et les taux d'application de méthoxychlore, ainsi que les sites, la fréquence et les techniques de contrôle des populations benthiques de 1977 à 1981 sont présentés au Tableau 3-7. La rivière Saskatchewan a été traitée en divers endroits trois fois en 1977, quatre fois en 1978, huit fois en 1979, deux fois en 1980 et quatre fois en 1981, à un taux nominal de 300 $\mu g.L^{-1}$ environ pendant 15 minutes, soit un traitement deux fois plus long que ceux effectués dans la rivière Athabasca.

Les études réalisées de 1977 à 1981 dans la rivière Saskatchewan diffèrent des études précédentes en raison des multiples changements qu'a subis le cours d'eau. Depuis la construction de trois barrages hydroélectriques, la rivière est devenue relativement peu profonde, son débit a diminué et ses eaux se sont clarifiées; on y compte maintenant plusieurs espèces de plantes aquatiques. Simulium luggeri a remplacé S. arcticum en tant qu'espèce dominante de mouche noire en 1976. Un seul traitement au méthoxychlore en mai, comme au cours des années précédentes, s'est avéré moins efficace, car le cycle de vie des mouches noires était différent. C'est pourquoi on a accru la fréquence des traitements et rapproché les sites d'application (soit de 20 à 50 km).

La méthode la plus fréquemment utilisée pour contrôler les populations d'invertébrés entre 1977 et 1980 comprenait l'emploi de substrats artificiels (pièces de corde en polypropylène) fixés au milieu du cours d'eau de manière à ce qu'ils soient juste sous la surface (Fredeen 1982). Les pièces ont été remplacées chaque semaine au cours de l'été. Les trois sites de prélèvement étaient les mêmes chaque année, mais les points d'application variaient de sorte que les substrats artificiels étaient plus près des points d'application au cours de certaines années. Les sites témoins non traités n'étaient jamais les mêmes. Un seul des substrats artificiels a été analysé chaque semaine à chaque site; le degré de variation de l'échantillonnage ne peut donc pas être établi. Les données sont présentées sous la forme du nombre moyen d'ordres ou de familles de ONV (soit plécoptères, éphéméroptères et trichoptères ainsi que chironomidés et Acari) fixés aux pièces de corde chaque semaine pendant 17 semaines. Il est impossible de déterminer, à partir de ces données, les effets immédiats du traitement; seuls des changements très importants du nombre d'organismes peuvent être compris d'une année à l'autre. Comme il n'existe aucun site témoin, rien ne permet d'imputer les changements dits importants au méthoxychlore ou à d'autres causes. La disparition d'espèces n'était pas décelable étant donné que l'identification se limitait à l'ordre ou à la famille.

L'autre méthode, utilisée par Fredeen (1982) pour contrôler la population d'invertébrés entre 1977 et 1978, comprenait l'échantillonnage Surber près de la rive du cours d'eau (à une profondeur d'environ 0,5 m). Cinq échantillons ont été prélevés une fois par semaine pendant trois

Tableau 3-7. Contrôle des effets sur les invertébrés aquatiques de la rivière Saskatchewan, 1977-1981.

APPLICATION			CONTRÔLE			
Date	Taux nominal	Sites[α]	Sites[α]	Technique	Fréquence	Référence
1981- 12 mai; 23 juin; 14 juillet 12 mai; 14 juillet 2 juin	300 µg.L^{-1} pendant 15 minutes	N et S[β] C[γ] N[β]	N - 1 en amont du point d'application (témoin) - 2 en aval du site d'application C,P (1 chacun)	Benthos -ramassé à la main -tuyau de poêle	jour avant et jour après le traitement; 3 semaines après le dernier traitement	Lehmkuhl (1981)
			N - 1 en amont - 1 en aval C (échantillonné en mai seulement)	À la dérive	toutes les 2 heures, débutant 24 heures avant le traitement et jusqu'à 24 heures après le traitement	
1980 16 mai	300 µg.L^{-1} pendant 15 minutes	N[β]				
16 mai; 11 juin		S[β]				
1979 5, 21 juin; 17, 31 juillet; 1, 16 août; 6, 22 juin; 13 juillet, 16 août	300 µg.L^{-1} pendant 15 minutes	N[β]	N,S,P (1 chacun)	Substrat artificiel -pièces de corde	chaque semaine de mai à septembre	Fredeen (1982)
		C[γ]				
5, 21, 28 juin; 12 juillet		S[β]	N,C,P (1 chacun)	Surber	chaque semaine en août	
				-ponctuel		
1978 26 mai; 20 juin; 8 août	300 µg.L^{-1} pendant 15 minutes	N[δ] et S[β]				
21 juillet		S[β]				
1977 19 mai, 4 juillet, 2 août	300 µg.L^{-1} pendant 15 minutes	N[β,d] et S[β]				

[α] N - rivière Saskatchewan Nord, S - rivière Saskatchewan Sud, C - confluent, P - rivière Saskatchewan principale. Dans certains cas on a traité plus d'un site sur chaque tributaire.

[β] appliqué à partir de traversiers.

[γ] appliqué à partir d'hélicoptères.

[δ] appliqué à partir d'un pont.

semaines, en août de chaque année, et combinés pour donner un échantillon par site. On a poussé l'identification jusqu'à la famille ou la sous-famille, sauf en 1980 où l'on a poussée jusqu'à l'espèce. Encore une fois, il n'y avait aucun témoin et le niveau de variation naturelle et de variation dans les échantillons n'a pas été établi, de sorte qu'on ne pouvait attribuer les changements annuels globaux au méthoxychlore. Donc il est impossible de conclure de cette étude (mentionée dans CNRC 1982b) que "les échantillons benthiques présentaient un nombre et une diversité accrus d'organismes benthiques".

Plusieurs techniques ont été utilisées pour contrôler les populations benthiques en 1981, notamment la collecte et la recherche manuelles, le prélèvement ponctuel et le prélèvement Surber modifié avec un "tuyau de poêle" (Lehmkuhl 1981). L'utilisation de plusieurs techniques a permis d'échantillonner plusieurs types d'habitats et des sites différents, de manière à identifier le plus d'espèces possible. Les sites de prélèvement comprenaient un site témoin situé en amont du site d'application sur la rivière Saskatchewan Nord, et quatre sites an aval du point d'application. L'un des sites d'échantillonnage situé en aval au point de confluence convenait mal aux invertébrés aquatiques, car il présentait de gros bancs d'argile et de boue. Ainsi, seuls trois sites ont réellement servi à l'étude. On a prélevé, ponctuellement ou au moyen du "tuyau de poêle", plusieurs échantillons qu'on a ensuite rassemblés. La moyenne de ces échantillons a été signalée, mais le niveau de variation de chaque technique d'échantillonnage n'a pas été donné.

Les échantillons de benthos ont été prélevés immédiatement avant le traitement et un jour après, ainsi que trois semaines après le dernier traitement. L'étude était donc limitée aux effets immédiats. On n'a pas utilisé la même technique d'échantillonnage pour un jour donné, car les conditions variaient; on peut donc comparer les échantillons prélevés avant et après le traitement ou comparer la dominance des espèces avant et après le traitement ou entre les jours de traitement; cependant, les nombres réels ne peuvent être utilisés quantitativement pour comparer un traitement avec un autre.

L'analyse statistique des données est limitée, car on a appliqué des techniques de prélèvement différentes à des moments différents et l'on ne dispose d'aucune donnée de base et d'aucune donnée sur les variations dues à l'échantillonnage. Lehmkuhl (1981) a calculé deux indices de diversité: la richesse en espèces et l'indice Simpson-Yule. L'analyse de groupe a été utilisée pour comparer les communautés de chaque site avant et après le traitement et les ressemblances entre les sites témoins et les sites traités.

Pour comparer les ressemblances entre les communautés on a utilisé l'indice de Morisita (Brower et Zar 1977) (Tableau 3-8). Les sites situés en aval paraissaient très différents du site témoin avant et après le traitement. Les communautés d'un site donné étaient aussi très

Tableau 3-8. Comparaison des communautés benthiques prélevées dans la rivière Saskatchewan au moyen de l'indice de ressemblance de Morisita[α].

Sites comparés[β]		Indice de Morisita[γ]			
		mai	matinal juin	tard juin	juillet
Cecil Ferry Am (témoin)	— Cecil Ferry Av (A)	-	0,25	0,13	0,27
	— Cecil Ferry Av (P)	-	0,40	0,14	0,08
	— LaColle (A)	0,20	0,13	0,08	0,12
	— LaColle (P)	0,23	0,14	0,08	0,08
Cecil Ferry Av (A)	— Cecil Ferry Av (P)	-	0,66	0,13	0,16
LaColle (A)	— LaColle (P)	0,27	0,16	0,70	0,56

[α] Données tirées de Lehmkuhl (1981). Le méthoxychlore a été appliqué à Cecil Ferry le 12 mai, le 2 juin, le 23 juin et le 14 juillet 1981. On a procédé par échantillonnage par "tuyau de poêle" en mai et en juillet; on s'est servi d'échantillons ponctuels en juin.

[β] Am, Av - En amont et en aval, respectivement du site d'application. A,P - Avant et après le traitement, respectivement.

[γ] Brower et Zar (1977). Plus la valeur s'approche de 1, plus les communautés sont semblables.

différentes avant et après le traitement à l'exception des chutes LaColle à la fin juin et en juillet et en aval à Cecil Ferry en juin. On n'a remarqué aucune tendance importante en juillet, moment où les communautés étaient les plus dissemblables (d'après l'indice de Morisita) du site témoin après le traitement.

Après deux traitements, la communauté en aval du site d'échantillonnage (chutes LaColle) était très différente de celle au site témoin. Les chutes LaColle étaient dominées par des daphnées alors que les mouches de mai étaient dominantes au site témoin. Cependant, en raison de l'absence de données de base, comme on l'a mentionné ci-dessus, il est impossible de savoir si cette différence est attribuable au méthoxychlore.

Lehmkuhl (1981) a aussi contrôlé les perturbations affectant les communautés d'invertébrés, en dénombrant les insectes aquatiques à la dérive. Comme dans le cas des études sur la rivière Athabasca, une augmentation importante des insectes à la dérive coïncidait avec le passage du méthoxychlore (soit, à la fin juin, une augmentation de 50 à plus de 13 000 insectes/2 heures et, en juillet, de 25 à plus de 300 insectes/2 heures). Cette augmentation a été notée en aval jusqu'au site de prélèvement le plus éloigné (70 km). Les ONV constituaient la plupart des organismes à la dérive, mais les espèces à la dérive à la suite du traitement n'étaient pas nécessairement celles qui abondaient dans les échantillons benthiques. Le nombre d'insectes à la dérive était plus élevé près du rivage qu'au milieu du cours d'eau, qui concorde avec les résultats de l'échantillonnage benthique selon lequel le nombre d'insectes près du rivage était plus élevé après le traitement, spécialement les espèces nageant librement et exposées normalement au courant.

Pour étudier la survie des insectes à la dérive, on les a retirés de la rivière au moment où passait le pesticide, et on les a conservés pendant 24 heures dans un bac de glace, contenant de l'eau du cours d'eau. Entre 75 et 100% des organismes ont survécu. On n'a pas indiqué combien de temps les organismes avaient été exposés, par rapport à la durée de l'exposition normale dans le cours d'eau.

Après le premier traitement, on a analysé le contenu de l'estomac de six dorés noirs. Trois d'entre eux contenaient plus de 100 plécoptères Isogenoides colubrinus, alors qu'on n'en trouvait aucun avant le premier traitement. Il est donc vraisemblable que certains invertébrés à la dérive soient consommés en plus grand nombre, mais il faudra entreprendre d'autres recherches pour identifier ces espèces et déterminer les pertes subséquentes en nombre d'organismes et en productivité.

Comme dans le cas des études sur la rivière Athabasca, les espèces d'ONV réagissaient différemment au méthoxychlore. Certaines étaient peu ou pas affectées, d'autres se multipliaient et d'autres encore étaient énormément réduites ou éliminées. Plusieurs espèces abondantes au site témoin se trouvaient en nombre réduit ou étaient absentes au site traité (par exemple, mouches de mai, Baetis tricaudatus,

Baetis nr pluto et Isonychia sicca). Après le traitement, le nombre de mouches de mai Tricorythodes minutus, aux sites traités, s'était accru et celui des plécoptères Isoperla bilineata et I. longiseta avait diminué d'un facteur de cinq environ. Comme l'étude ne portait que sur un an, il est impossible de prévoir les conséquences à long terme du traitement sur la végétation benthique.[a]

On n'a pas étudié le rétablissement des populations dont le nombre a été réduit au cours de l'étude de 1981, sauf dans le cas du benthos échantillonné trois semaines après le dernier traitement. Il est impossible de comparer ces chiffres quantitativement avec ceux relevés au moment du traitement; il ne sont donc utiles que pour montrer la présence, l'absence ou la dominance d'une espèce et les rapports qui s'ensuivent.

---

[a] L'étude s'est poursuivie en 1982, et lorsque les données ont été présentées au Groupe d'experts, ce dernier avait déjà revu le présent document. Le principal objectif de l'étude de 1982 (Lehmkuhl 1982) était de déterminer les effets à long terme du traitement sur la communauté d'invertébrés. Les échantillons de benthos (7 échantillons identiques prélevés par la méthode du "tuyau de poêle" à chacun des trois sites) ont été prélevés en mai 1982 avant le traitement. Les zones agitées à fond de rocher ou de gravier ont aussi été échantillonnées, et pour chaque échantillon on a noté les aspects suivants: espèces présentes, abondance de chaque espèce, masse sèche sans cendre, taille du substrat, profondeur de l'eau et éloignement du rivage. Les variations saisonnières de la chimie de l'eau étaient plus importantes que les variations entre les sites à la même date. Dans trois sites ayant subi des traitements différents, on observait des espèces dominantes différentes au site traité au taux le plus élevé, mais la liste des espèces et leurs populations respectives se ressemblaient assez. Les mouches de mai Tricorythoes minutus étaient peu nombreuses au site témoin (en amont à Cecil Ferry, site non traité en 1980-81), mais elles constituent l'espèce dominante à Gronlid Ferry (traité depuis 1976). Les plécoptères, surtout Isoperla bilineata et I. longiseta, étaient abondants (soit 200-300 pour 7 échantillons) au site témoin et aux chutes LaColle (peut-être recolonisés par les insectes dérivant des zones non traitées en amont), mais se trouvaient en petit nombre (soit 27) à Gronlid Ferry. Les plécoptères sont les principaux prédateurs d'invertébrés. Là où le nombre des prédateurs a diminué (c.-à-d. dans les zones traitées), le nombre de petits individus a tendance à être élevé. Là où les prédateurs sont abondants (c.-à-d. dans les zones non traitées), on trouve moins de petits individus mais une biomasse totale plus importante (les prédateurs se nourrissent de petits individus nouvellement éclos).

3.3.3 RÉSUMÉ DES PERTURBATIONS SUBIES PAR LES POPULATIONS D'INVERTÉBRÉS BENTIQUES

En général, on peut conclure que le méthoxychlore n'est pas un insecticide sélectif, étant donné qu'il affecte non seulement les mouches noires, mais aussi divers organismes non visés, notamment ceux qui se nourrissent des éléments nutritifs en suspension dans l'eau, les détritophages, les herbivores et les carnivores. Le traitement au méthoxychlore des rivières Athabasca et Saskatchewan a provoqué une réduction immédiate (24 heures après le traitement) des populations benthiques non visées, et une augmentation du nombre des insectes aquatiques à la dérive. Les ONV réagissent différemment au méthoxychlore: certains d'entre eux sont peu affectés, certains voient leur nombre augmenter et d'autres encore voient leur population décroître.

Étant donné la nature des études et l'impossibilité de comprendre les principes écologiques fondamentaux s'appliquant aux environnements lotiques, il est difficile d'interpréter les résultats des recherches réalisées dans les rivières Athabasca et Saskatchewan, pour les raisons suivantes (selon l'étude):

(1) l'absence d'un site non traité servant de témoin avec lequel on peut comparer les changements intervenant aux sites traités situés en aval;

(2) l'absence de données de base et d'analyse montrant les ressemblances entre les sites témoins et les sites traités;

(3) l'identification des organismes seulement jusqu'au genre ou à un niveau même plus élevé, ce qui masque les effets affectant chaque espèce;

(4) l'absence d'un nombre suffisant d'échantillons en plusieurs exemplaires pour obtenir des résultats fiables dans le cas de communautés échantillonnées où l'on prévoit de grandes variations; et

(5) l'absence d'une description des types d'habitats échantillonnés pour s'assurer qu'on échantillonne les mêmes communautés.

On doit reconnaître que lorsque les premières études ont été entreprises, les techniques d'échantillonnage s'appliquant aux gros cours d'eau rapides n'avaient pas encore été établies et qu'il a fallu consacrer beaucoup de temps à élaborer des méthodes satisfaisantes. La biologie fondamentale des invertébrés était mal connue; de plus, les clés d'identification de leurs premiers stades de croissance n'étaient pas disponibles, et dans de nombreux cas, ne le sont toujours pas. Les techniques d'échantillonnage se sont améliorées avec le temps. En outre, on identifie maintenant l'espèce des organismes prélevés, on prélève

plusieurs exemplaires de chaque échantillon et on calcule le degré de variation des résultats. Il reste cependant plusieurs lacunes à combler en ce qui concerne l'effet du traitement au méthoxychlore sur les invertébrés aquatiques non visés. Aucune des études n'a permis de résoudre convenablement la question de la capacité des communautés d'invertébrés perturbées à recoloniser et à se rétablir. On ne connaît pas l'influence, sur l'ensemble de la population bentique et sur la productivité secondaire, des perturbations subies par les communautés d'invertébrés, à cause de la toxicité directe du méthoxychlore, de la prédation accrue par les poissons au moment où passent le maximum d'insectes à la dérive, de l'accroissement du nombre des organismes visés après le traitement provoqué par la destruction de leurs prédateurs, etc. On ne connaît pas non plus quels seront les effets à long terme des perturbations des communautés benthiques sur l'écosystème et les processus correspondants (par exemple, les cycles alimentaires et énergétiques) auxquels ils participent.

3.4 CRITÈRES D'ÉVALUATION DES EFFETS

Au moment où l'on a entrepris les études sur les rivières Athabasca et Saskatchewan, il n'existait pas de description des systèmes de cours d'eau canadiens importants ou de leur biote, et aucun critère définitif n'avait été établi pour évaluer les perturbations induites par les pesticides sur les écosystèmes fluviaux. On perçoit de nombreux risques environnementaux associés à l'utilisation des pesticides, mais nos connaissances sur l'écologie ne nous permettent pas encore de prévoir avec précision les perturbations qui se produiront. Évidemment, le temps et les ressources économiques nécessaires pour étudier tous les effets perçus ne sont pas disponibles. Il faut donc prendre une décision pragmatique dès le début de l'étude de ces effets, pour déterminer quelles sont les perturbations acceptables et celles qui ne le sont pas. On pourra alors concevoir des études portant particulièrement sur la détection des changements inacceptables de sorte que les chercheurs aient ensuite les données nécessaires pour évaluer les effets. Si ces critères ne sont pas établis avant le début de l'étude, il est très improbable que les données obtenues soient suffisantes pour faire une évaluation (Beanlands et Duinker 1983).

De l'avis du Groupe, il faut deux critères écologiques pour déterminer les effets induits par les pesticides sur un écosystème fluvial: d'abord, le maintien de la stabilité de la communauté et deuxièmement le maintien des populations désirées que ce soit pour des raisons économiques ou esthétiques. Le concept de stabilité correspond à la capacité de la communauté à poursuivre son existence (peut-être sous une forme différente) plutôt qu'à disparaître après une perturbation. Il est important de noter qu'ici le terme stabilité ne désigne pas le maintien d'un système statique, car les communautés ne sont pas immuables mais plutôt évolutives. Il faut donc tenir compte de cette évolution naturelle

lorsqu'on détermine les changements. Les populations dont le maintien est souhaitable sont caractéristiques du système, et leur présence peut être avantageuse pour des raisons de pêche commerciale ou sportive, etc.

Une communauté biologique peut être définie comme un ensemble de populations vivant dans un habitat donné. Ces communautés ont une structure caractéristique (composition en espèces, nombre, biomasse) et des fonctions particulières (structures trophiques et cycle d'énergétique et alimentaire spécifiques) au sein de l'écosystème. Lorsqu'un facteur de stress, par exemple un pesticide, apparaît dans la communauté, celle-ci peut répondre par un changement de structure ou de fonction, ou les deux; cependant un changement de l'un n'est pas nécessairement accompagné par un changement de l'autre (Matthews et al. 1982). Comme il est impossible de lier les changements structuraux aux changements fonctionnels, il faut étudier à la fois structure et fonctions pour interpréter les effets de l'un ou l'autre sur la stabilité de la communauté. Pour ce faire, il faut étudier le système pendant un certain temps après l'apparition du stress, pour suivre les perturbations structurales et fonctionnelles et la capacité des communautés perturbées à revenir à un état stable.

Les changements touchant plusieurs caractéristiques structurales des communautés ont été utilisées dans les études d'évaluation des effets; certaines de ces caractéristiques ont été étudiées préalablement à la Section 3.2.1 On a aussi défini la structure à partir de catégories fonctionnelles: par exemple, Cummins (1974) et Cummins et Klug (1979) ont classifié les macroinvertébrés fluviaux selon leurs stratégies d'alimentation, c'est-à-dire suivant qu'ils étaient déchiqueteurs, râcleurs, perçeurs ou prédateurs. La mesure des changements structuraux ne permet toutefois pas d'interpréter la façon dont sera affectée la productivité globale ou la capacité de maintenir les cycles alimentaires et énergétiques.

Il existe plusieurs façons de mesurer les processus intervenant dans l'écosystème. En raison de la dépendance des organismes envers la fixation d'énergie, les changements fonctionnels de l'écosystème peuvent être observés par la mesure de la photosynthèse ou de la productivité primaire qu'on obtient en quantifiant les changements de biomasse végétale ou de fixation de carbone. De nombreux systèmes fluviaux, en particulier les sources, sont fondamentalement hétérotrophes et présentent des particules grossières de matières organiques d'origine allochtone (par exemple, feuilles mortes) (Fisher et Likens 1973). Dans ces cours d'eau, la mesure de la productivité primaire présente peu d'intérêt pour ce qui est de l'évaluation des effets d'un pesticide. Par contre, la relation entre l'énergie et la façon dont elle limite d'autres processus est essentielle. Les organismes comptent sur le recyclage des éléments nutritifs à l'intérieur de l'écosystème pour survivre et donc sur une chaîne de mécanismes qui rendent ces éléments utilisables. Par exemple, la dégradation microbienne des substances organiques et la libération

des éléments liés à ces substances est accomplie par une série d'organismes. Les effets des produits toxiques sur les organismes qui participent à ces processus peuvent être évalués par la mesure des changements des taux de décomposition (lixiviation, dégradation et minéralisation faunique) et de reminéralisation.

Plusieurs indices fonctionnels ont été élaborés pour évaluer les effets: notamment la puissance (déplacement total d'énergie à l'intérieur de l'écosystème par unité de biomasse) (Odum et al. 1977; O'Neill 1976; DeAngelis 1980); l'espace de phase (Waide et al. 1980); la fréquence de réponse pour caractériser la périodicité de la stabilité du métabolisme, de la biomasse et des éléments nutritifs (Emanuel et al. 1978; Van Voris et al. 1980); et un indice cyclique permettant de quantifier le flux d'énergie et de substances (Finn 1976, 1980). Cependant ces indices fonctionnels de l'évaluation des effets sont encore au stade de l'expérimentation.

L'évaluation des effets d'un pesticide à l'aide des processus fonctionnels d'un écosystème ou des propriétés structurales nécessite une base de données appropriée avec laquelle on peut comparer la communauté après le traitement et évaluer le degré de rétablissement.

Bien qu'on n'ait discuté dans la présente section que d'un petit nombre de mesures et d'indices décrivant les communautés, il apparaît déjà essentiel, pour évaluer les effets en déterminant les changements structuraux et fonctionnels et leur effet subséquent sur la stabilité de la communauté, de mesurer différentes propriétés pour obtenir l'information nécessaire. Il est donc essentiel de planifier soigneusement l'étude dès le départ de façon à rassembler suffisamment d'information. En outre, dans les cas où l'on décèle des effets, un contrôle à long terme est nécessaire pour déterminer leurs conséquences sur les écosystèmes.

4.0 TOXICOLOGIE CHEZ LES MAMMIFÈRES

La présente section portera surtout sur les effets cancérogènes, mutagènes, oestrogènes et tératogènes du méthoxychlore ainsi que sur ses effets sur la reproduction, qui n'ont pas été discutés en détail antérieurement (Gardner et Bailey 1975). Pour plus de détails sur la toxicologie générale de cet insecticide, voir les monographies de la FAO/MSO (1963, 1965 et 1977), la publication de Gardner et Bailey (1975) et celle de l'EPA (1983).

4.1 POUVOIR CARCINOGÈNE

À la suite d'une évaluation des études à long terme réalisées antérieurement sur les rongeurs (Lehman 1952; 1965; Deichmann et al. 1965) et de deux études récentes sur le pouvoir cancérogène du méthoxychlore sur les rats et les souris (National Cancer Institute 1978), un groupe de travail du Centre international de recherche sur le cancer a conclu que "les données existantes ne permettaient pas d'établir que le méthoxychlore provoquait le cancer chez les animaux de laboratoire" IARC 1979). En se basant sur les résultats d'épreuves biologiques portant sur l'effet du méthoxychlore sur les rats et les souris, le National Cancer Institute (1978) a déterminé que l'insecticide n'était pas cancérogène chez les rats Osborne-Mendel ou les souris B6C3F1, dans les conditions de l'expérience. Plus récemment, cependant, Reuber (1979a, b; 1980) a déclaré que cet insecticide était cancérogène après avoir réévalué deux études du National Cancer Institute (1978) et les expériences d'alimentation sur deux ans portant sur des rats Osborne-Mendel et des souris (souches BALB/Cj et C_3/HeB/FeJ) réalisées par la Food and Drug Administration des États-Unis (Nelson 1951; Davis 1969). Les micro-lamelles provenant des deux dernières études ont été examinées de nouveau par le Dr E. Long de la Environmental Protection Agency des États-Unis (EPA 1973).

Comme on le voit au Tableau 4-1, les données de Reuber diffèrent beaucoup de celles présentées par Long (1973) ou par le National Cancer Institute (1978). Ces variations ont suscité des doutes au sujet des résultats fournis par Reuber.

D'après Long (1973), l'étude de 2 ans sur la souris (Davis 1969, Tableau 4-1(b)) "montre clairement que le méthoxychlore provoque le cancer des testicules chez la souris BALB/Cj" à 750 $mg.kg^{-1}$ dans les aliments, soit la seule concentration expérimentée. Chez l'autre souche (C_3HeB/FeJ) de souris dont l'alimentation contenait la même concentration de méthoxychlore, on n'a observé aucune augmentation de la fréquence de tumeurs. Quant à l'étude de 2 ans portant sur des rats Osborne-Mendel (Nelson 1951; Tableau 4-1(a)), Long (1973) était d'avis que le méthoxychlore avait un "léger effet oncogène" sur le foie des femelles à la dose maximale

Tableau 4-1. Comparaison de certaines données sur les tumeurs provenant des mêmes études, rapportées par Reuber et par d'autres chercheurs:

4-1(a). Étude d'alimentation de deux ans sur des rats Osborne-Mendel (Nelson 1951): groupes de 12 mâles et de 12 femelles sevrés dont l'alimentation contenait 0, 10, 25, 100, 200, 500 ou 2000 mg de méthoxychlore.kg^{-1} dans les aliments pendant 2 ans:

Reuber (1979a)	Long[α] (1973)
Tumeurs du foie	
1) Carcinome chez 3/8M et 3/9F à 2000 mg.kg^{-1} dans les aliments, mais chez aucun autre groupe, dont le groupe témoin.	1) Carcinome des cellules hépatiques cheze 1/10M et adénome hépatocellulaire chez 3/12F à 2000 mg.kg^{-1} dans les aliments. (Absence de tumeur chez tous les autres groupes, dont le groupe témoin).
2) "Nodules hyperplasiques"[β] chez les Males: 0/4, 0/5, 0/4, 3/7, 0/4, 1/4, 1/8 Femelles: 0/9, 1/7, 1/11, 1/7, 2/9, 1/9, 1/9 à 0, 10-, 25-, 100-, 200-, 500- et 2000 mg.kg^{-1} dans les aliments (respectivement).	2) "Hyperplasie nodulaire" chez 1/12F à 2000 mg.kg^{-1} dans les aliments, mais chez aucun autre groupe, dont le groupe témoin.
Tumeurs des ovaires	
1) Carcinome chez 5/10F à 500 mg.kg^{-1} dans les aliments et chez 1/10F à 100 mg.kg^{-1} dans les aliments, mais chez aucun autre groupe, dont le groupe témoin et le groupe ayant reçu 2000 mg.kg^{-1} dans les aliments.	Aucun carcinome des ovaires n'a été observé chez les animaux témoins. La seule observée était une tumeur bénigne des cellules de Sertolis au taux de 100 mg.kg^{-1} dans les aliments.

[α] Long a indiqué que ses resultats concordaient avec ceux de quatre autres pathologistes qui avaient examiné les lamelles portant les cellules hépatiques. Le seul point de désaccord était l'hyperplasie nodulaire observée par 3 des 5 pathologistes chez un animal à qui l'on avait administré 500 mg.kg^{-1} dans les aliments mais qui était considérée comme un artéfact par les deux autres pathologistes.

[β] Ne sont pas considérés comme des tumeurs. Inclus à titre comparatif seulement.

Tableau 4-1(b). Étude d'alimentation de deux ans sur des souris (Davis 1969): groupes comportant environ 100 mâles et 100 femelles sevrés de chaque souche, auxquels on a administré 0 ou 750 mg de méthoxychlore.kg^{-1} dans les aliments ou 100 mg dans les aliments.kg^{-1} de DDT.

Reuber (1979b, 1980)	Long (1973)
Souche BALB/Cj	
1) Carcinomes des testicules chez 8/71 des témoins et 27/51 à 750 mg.kg^{-1} dans les aliments.	1) Tumeur des cellules interstitielles des testicules chez 11/100 des témoins et 28/97 à 750 mg.kg^{-1} dans les aliments. Dans le dernier groupe, il y avait une tumeur maligne.
2) Aucune tumeur des testicules chez le groupe traité au DDT.	2) Tumeur des cellules interstitielles des testicules chez 8/100 des individus traités au DDT.
3) "Néoplasie maligne du foie" chez 3/73M et 2/89F des témoins, et chez 18/67M et 12/96F des individus traités au méthoxychlore.	3) "Carcinome des cellules hépatiques et hépatome" chez 2/100M et 3/100F des témoins et chez 2/100M et 2/100F des individus traités au méthoxychlore.
C$_3$HeB/FeJ Strain	
1) Aucune tumeur testiculaire chez les témoins ni chez les individus traités au méthoxychlore ou au DDT.	1) Mêmes observations que Reuber en ce qui concerne les tumeurs testiculaires.
2) Carcinomes du foie chez 23/96M et 11/99F des témoins et 43/92M et 15/83F des individus traités au méthoxychlore.	2) "Tumeurs hépatique maligne" chez 27/101M et 11/99F des témoins et chez 33/100M et 4/100F des individus traités au méthoxychlore.
	3) Adénome des cellules hépatiques chez 2/101M et 3/99F des témoins et chez 3/100M et 2/100F des individus traités au méthoxychlore.

Tableau 4-1(c). Étude sur les effets cancérogènes chez des rats Osborne-Mendel (National Cancer Institute 1978)[a].

Reuber (1980)	National Cancer Institute (1978)
Tumeurs des ovaires	
1) Carcinome chez 0/20 des témoins, 5/46 D.F., 11/47 D.E. 2) Adénome chez 6/20 des témoins, 11/46 D.F. et 8/47 D.E.	Les seuls tumeurs ovariennes relevées étaient des cystadénomes chez 1/30 à D.E. et un fibrosarcome chez 1/30 D.F. Aucune tumeur ovarienne chez les 19 témoins examinés.
Tumeurs du foie chez les femelles	
1) Carcinome: 1/20 des témoins, 1/46 D.F., 6/47 D.E. 2) Nodules hyperplasiques: 0/20 des témoins, 2/46 à D.F., 21/47 à D.E.	1) Carcinome hépatocellulaire chez 1/20 des témoins et 1/47 D.E. 2) Nodules néoplasiques chez 0/20 des témoins, 1/46 D.F. et 1/47 D.E.
Tumeurs des glandes surrénales chez les femelles	
1) Adénome: 2/20 des témoins, 7/46 D.F., 7/47 D.E. 2) Carcinome: 1/20 des témoins, 7/46 D.F., 11/47 D.E.	Aucune tumeur des surrénales
Tumeurs de l'hypophyse chez les femelles	
1) Adénome: 0/20 des témoins, 7/46 D.F., 5/49[b] D.E. 2) Carcinome: 4/20 des témoins, 8/46 D.F., 15/47 D.E.	Les seules tumeurs de l'hypophyse étaient des adénomes chromophobes dont la fréquence s'élevait respectivement à 8/20, 7/32 et 10/36 chez les témoins et les individus recevant une D.F. et une D.E.
Tumeurs des glandes mammaires chez les femelles	
1) Carcinome chez 3/20, 15/46 et 14/47 respectivement des témoins et des individus recevant une D.F. et une D.E.	1) adénocarcinome: 1/20 des témoins, 1/50 D.F. et 3/50 D.E. 2) fibroadénome: 8/20 des témoins, 16/50 D.F. et 9/50 D.E. 3) adénome: 0/20 des témoins, 0/50 D.F. et 2/50 D.E.
Sarcomes chez les mâles	
Sarcomes de la rate, de l'abdomen ou des tissus sous-cutanés chez 3/20, 11/43 et 11/41 respectivement des témoins et des individus recevant une D.F. et une D.E.	Hémangiosarcome de la rate, de l'abdomen ou des tissus sous-cutanés chez 1/20, 9/50, 2/50 respectivement des témoins et des individus recevant une D.F. et une D.E. (L'apparition de ces tumeurs rares n'est pas considérée par le NCI comme étant liée au traitement, car il n'y a aucune relation avec la dose).

[a] On a donné à des groupes de 50 mâles et de 50 femelles de la nourriture contenant des concentrations moyennes pondérées en fonction du temps, de 448 et de 750 mg de méthoxychlore technique.kg^{-1} dans les aliments, pour les mâles et les femelles du groupe recevant une dose faible (D.F.), et de 845 et 1385 mg.kg^{-1} dans les aliments, respectivement, pour les mâles et les femelles du groupe recevant une dose élevée (D.E.), pendant 78 semaines. On a ensuite observé les animaux pendant 34 semaines. Les groupes témoins comprenaient 20 mâles et 20 femelles. Dans le cas des individus recevant une D.E., on a interrompu l'ajout de méthoxychlore dans l'alimentation pendant une semaine à la 56^{e} semaine pour les femelles et à le 59^{e} semaine pour les mâles, puis on a poursuivi l'administration de méthoxychlore avec la nourriture pendant 4 semaines. Ce type d'administration cyclique a été poursuivi pendant le reste des 78 semaines.

[b] On n'a pas expliqué pourquoi les dénominateurs étaient différents.

Tableau 4-1(d). Étude du pouvoir carcinogène chez les souris B6F3F1 (National Cancer Institute 1978): On a donné à des groupes de 50 mâles et de 50 femelles de la nourriture contenant respectivement 1746 et 997 mg de méthoxychlore technique.kg^{-1} dans les aliments pour les mâles et les femelles du groupe recevant une dose faible (DF), et 3941 et 1994 mg.kg^{-1} dans les aliments, pour les mâles et les femelles du groupe recevant une dose élevée (DE), pendant 77 semaines. On a ensuite observé les animaux pendant 14-15 semaines. Le groupe témoin comprenait 20 mâles et 20 femelles.

	Reuber (1980)			National Cancer Institute (1978)
	Hémangiosarcome des vertébrés			
	Témoin	D.F.	D.E.	Aucune tumeur signalée
Mâles:	0/20	2/36	5/33	
Femelles:	1/17	16/16	12/14	

(2000 mg.kg^{-1} dans les aliments qui traduisait une incidence élevée d'adénome des cellules hépatiques. Aucune tumeur du foie n'a été décelée aux concentrations plus faibles, soit égales ou inférieures à 500 mg.kg^{-1} dans les aliments.

Notons que dans le cas de deux autres études à long terme portant sur des rats Osborne-Mendel, on n'a observé aucune augmentation de l'incidence des tumeurs du foie et des doses de 448 mg.kg^{-1} dans les aliments chez les mâles[a] et de 750 mg.kg^{-1} dans les aliments chez les femelles[a] (National Cancer Institute 1978) ni à une dose de 1000 mg.kg^{-1} dans les aliments (Deichman et al. 1967). Ces doses sont très inférieures à la concentration "seuil" (2000 mg.kg^{-1} dans les aliments) donnée par Nelson (1951), mais ces résultats négatifs tendent à confirmer l'existence d'une concentration "sans effet apparent" sur l'incidence d'adénome des cellules hépatiques, comme le confirmait apparemment une étude précédente (Nelson 1951). Mais comme ce phénomène ne peut être confirmé par une étude aussi limitée, sauf au point de vue statistique, il constitue un critère d'évaluation bien fragile.

Parallèlement, la fréquence d'adénome des cellules interstitielles des testicules chez les souris BALB/Cj traitées au méthoxychlore confirmait deux faits: (a) l'activité oestrogène connue de l'insecticide (voir Section 4.3) et (b) la sensibilité élevée de cette souche de souris aux tumeurs testiculaires induites par les oestrogènes (Andervont et al. 1960). Dans le cas du DDT, dont l'activité oestrogène est comparable sinon plus élevée que celle du méthoxychlore (Welch et al. 1969; Bitman et Cecil 1970), il n'y avait pas de différence importante de l'incidence des tumeurs testiculaires entre les témoins et le groupe d'animaux traités au DDT. Cependant, la dose de DDT (pureté indéterminée) de 100 mg.kg^{-1} dans les aliments était peut-être trop faible pour faire augmenter de façon significative l'incidence des tumeurs en question. En outre, 11% des souris témoins présentaient des tumeurs testiculaires contrairement à une fréquence inférieure à 1% donnée par Andervont et al. (1960) pour un groupe de 154 souris témoins BALB/Cj, d'âge apparemment comparable. Le fait qu'aucune augmentation de

---

[a] Il s'agit de concentrations moyennes pondérées sur le temps. L'étude comprenait aussi un groupe recevant une dose élevée (845 mg.kg^{-1} dans les aliments chez les mâles et 1385 mg.kg^{-1} chez les femelles) chez lequel la fréquence de tumeur du foie n'était pas plus élevée que chez les témoins. Cependant, chez ce groupe, on a interrompu le régime pendant une semaine à la 56^{e} semaine chez les femelles et à la 59^{e} semaine chez les mâles. Par la suite on a repris pendant 4 semaines l'administration de méthoxychlore par voie alimentaire. Ce type d'administration cyclique a été poursuivi pendant le reste de la période d'alimentation de 78 semaines.

l'incidence des tumeurs testiculaires induites par le méthoxychlore n'ait été observée chez deux autres souches de souris (C_3HeB/FeJ et B6C3F1) ou le rat, est significatif. Rien n'indique donc qu'on puisse appliquer à l'homme les cas de tumeurs ou de cancers des testicules causés par le méthoxychlore chez une seule souche de souris.

Pratiquement toutes les études d'alimentation à long terme réalisées sur les rongeurs, mentionnées ci-dessus, ne respectent pas les normes scientifiques courantes. En effet, on n'a utilisé que 12 mâles et 12 femelles par groupe dans l'étude rapportée par Nelson (1951). L'étude de Deichman et al. (1967) ne comparait que la réaction d'un groupe recevant une seule dose à celle des témoins; dans l'étude sur la souris rapportée par Davis (1969), l'examen au microscope se limitait surtout aux tissus présentant des anomalies manifestes. Dans les études du National Cancer Institute (1978) portant à la fois sur le rat et la souris, on a utilisé un nombre inadéquat d'animaux témoins (20 mâles et 20 femelles). Enfin, un très petit nombre (14-17) de femelles par groupe traité ont été soumises à l'examen histopathologique dans l'étude sur la souris du National Cancer Institute (1978). Compte tenu de ces lacunes, ces études ne permettent pas de conclure aux effets cancérogènes du méthoxychlore chez les humains.

Par ailleurs, il ne faut pas oublier la réaction positive obtenue lors de l'étude avec les souris BALB/Cj (Davis 1969); il serait donc prudent d'entreprendre d'autres recherches. Il serait bon aussi d'envisager une étude de l'effet cancérogène (avec des doses multiples) de méthoxychlore technique, sur 2 générations de cette souche de souris, pour réexaminer les résultats antérieurs (Davis 1969) et pour identifier toute relation entre la carcinogénèse et l'exposition à l'insecticide au cours de la gestation et la période néo-natale. À ce sujet, comme le pouvoir oestrogène du méthoxychlore semble dépendre de la pureté du composé (voir Section 4.3), la composition de l'échantillon devra être bien définie et celui-ci devra être représentatif du méthoxychlore technique vendu en Amérique du Nord.

4.2 POUVOIR MUTAGÈNE

Le méthoxychlore (commercial ou purifié) ne semble pas produire d'effet mutagène important. Cette affirmation est surtout basée 1) sur les résultats négatifs des épreuves microbiennes in vitro (essai sur plaque) avec les souches TA 1535, TA 1537, TA 1538, TA 98 et TA 100 de Salmonella typhimurium (Poole et al. 1977; Grant et al. 1976), la souche WP 2 de E. Coli et la souche D_3 de Saccharomyces cerevisiae (Poole et al. 1977), en présence ou en l'absence d'un système d'activation métabolique des mammifères, et sur 2) l'incapacité à induire des gènes létaux récessifs liés au sexe chez les mâles de Drosophila melanogaster ayant reçu par injection une solution de méthoxychlore à 0,1% (Benes et Scram 1969).

D'après un rapport préliminaire (Degraeve et al. 1977) portant sur plusieurs aspects du pouvoir mutagène (gènes dominants létaux, examen cytologique de la moëlle osseuse et des testicules) chez les souris et faisant état des résultats d'une épreuve in vitro sur la souche ade 7-C8 de Schisosaccharomyces pombe avec le Phosan-plus (mélange, en proportion indéterminée, de méthoxychlore, de diméthoate et de malathion), cette préparation n'a aucun pouvoir mutagène important. La valeur de ces études est impossible à déterminer étant donné l'absence des détails expérimentaux et des données originales.

Le 3,6,11,14-tétraméthoxy(g.p.)chrysène, impureté des préparations commerciales de méthoxychlore, n'était mutagène que pour une (TA 98) des nombreuses souches de Salmonella Typhimurium éprouvées en présence d'un système d'activation métabolique des mammifères (Grant et al. 1976). En soi, ces résultats ne devraient pas susciter d'inquiétude si l'on considère le pouvoir mutagène possible du méthoxychlore. Cependant, il est significatif que les épreuves réalisées avec les préparations commerciales n'aient produit aucune réaction mutagène.

4.3 POUVOIR OESTROGÈNE

On a montré l'existence d'une activité oestrogène du méthoxychlore dans un certain nombre d'études. Chez les rats n'ayant pas atteint la maturité, une dose unique intrapéritonéale de 50 mg par kg de poids faisait augmenter la masse de l'utérus (Welch et al. 1969) et une dose aiguë sous-cutanée d'environ 200 $mg.kg^{-1}$ faisait augmenter le taux de glycogène dans l'utérus (Bitman et Cecil 1970). Chez de petits porcins dont la nourriture contenait de 1 à 4 g par kg de poids par jour pendant 6 mois, on a observé une hyperplasie et une hypertrophie de la glande mammaire avec sécrétion de lait (Tegeris et al. 1966). Par ailleurs, on n'a noté aucun changement important de la masse, de la teneur en eau et du taux de glycogène de l'utérus de mouton ayant reçu de la nourriture contenant de 250 à 2500 mg. de méthoxychlore.kg^{-1} dans les aliments pendant 10 semaines (Cecil et al. 1975). D'après ces données, l'effet oestrogène du méthoxychlore varie probablement selon l'espèce ou selon la pureté du produit utilisé.

D'après des études[a] effectuées in vivo et in vitro le méthoxychlore technique est plus actif que les échantillons purifiés, ce qui indique que l'insecticide est probablement contaminé par un produit encore inconnu possédant un pouvoir oestrogène élevé (Bitman et Cecil 1970;

---

[a] Voir le Tableau 4-2 pour les épreuves oestrogènes utilisées lors des études.

Tableau 4-2. Pouvoir oestrogène *in vitro* et *in vivo*.

Épreuve *in vitro*: Pour déterminer
1. l'inhibition de la liaison entre le (^{3}H)-oestradiol-17β et le récepteur d'oestrogène cytosol 8S de l'utérus du rat, provoquée par l'addition de la substance étudiée (Nelson 1974; Bulger *et al.* 1978a, b; 1980).
2. La capacité du produit étudié à interagir sur l'utérus isolé de rates et à déplacer dans le noyau le récepteur d'oestrogène du cytosol (Kupfer et Bulger 1979; Bulger *et al.* 1980).
Épreuve *in vivo*: Pour déterminer
1. l'augmentation de la masse de l'utérus chez les rates n'ayant pas atteint la maturité (Bulger *et al.* 1978b; Welch *et al.* 1969).
2. l'augmentation des taux de glycogène dans l'utérus (Bitman et Cecil 1970).
3. l'augmentation de l'activité de l'ornithine-décarboxylase de l'utérus (Bulger *et al.* 1978b; 1980).
4. l'inhibition de l'absorption du (^{3}H)-oestradiol-17β exogène par l'utérus de rates n'ayant pas atteint la maturité et ayant été prétraitées avec le produit étudié (Welch *et al.* 1969).

Nelson 1974; Bulger et al. 1980) (voir Section 6.4.2.2). Le méthoxychlore purifié, bien qu'il soit oestrogène in vivo (Bulger et al. 1978b; Welch et al. 1969), est pratiquement inactif in vitro (Bulger et al. 1978a; Nelson et al. 1978; Kupfer et Bulger 1979), sauf lorsqu'il est d'abord incubé avec des microsomes de foie de rat en présence de NADPH (Nelson et al. 1976; Bulger et al. 1978b; Kupfer et Bulger 1979).

C'est donc dire que le méthoxychlore est inactif en soi. Son activité oestrogène in vivo semble dépendre surtout de sa biotransformation en métabolites possédant une activité oestrogène dans laquelle intervient un système microsomique d'oxydases à fonction multiple du foie. Les deux métabolites principaux, soit le 2,2-bis (p-hydroxyphényl)-1,1-trichloroéthane (HPTE) et la 2-(p-hydroxyphényl)-2-p-(méthoxyphényl)-1,1,1-trichloroéthane (HPMT) (voir Tableau 6-2 et Section 6.3.2.2), qui se forment in vivo chez la souris (Kapoor et al. 1970) et in vitro par incubation en présence de microsomes de foie de rat (Bulger et al. 1978b; Ousterhout et al. 1979), sont oestrogènes in vitro, le HPTE étant le plus actif. Ce dernier a un pouvoir oestrogène beaucoup plus puissant in vitro et in vivo que le composé d'origine (Bulger et al. 1978a, b; 1980; Fisher et al. 1952). Après incubation en présence de microsomes de foie de rat, une proportion beaucoup plus élevée de méthoxychlore est transformée en HPMT qu'en PHTE. Le pouvoir oestrogène du méthoxychlore in vivo serait donc surtout dû au métabolisme du HPTE (Ousterhout et al. 1979). Mais ceci reste encore à confirmer.

4.4 REPRODUCTION

Malgré son pouvoir oestrogène, le méthoxychlore ne semble exercer des effets importants sur la reproduction qu'à des doses moyennement élevées. On n'a observé aucun cas d'avortement chez des vaches gravides auxquelles on avait administré l'insecticide avec la nourriture au taux d'environ 10 mg.kg-PC^{-1}.d^{-1}, entre le 123^{e} et le 131^{e} jour avant la parturition. Ces animaux ont par la suite donné naissance à des veaux normaux (Macklin et Ribelin 1971). On n'a observé chez des moutons mâles auxquels on avait administré avec la nourriture des concentrations allant jusqu'à 873 mg.kg^{-1} dans les aliments pendant 11 mois, aucun effet néfaste en ce qui concerne le volume et le pH du sperme et la mobilité et la concentration des spermatozoïdes (Jackson et al. 1975). Les rats mâles ayant reçu par voie sous-cutanée 1 mg du composé au 2^{e}, 3^{e} et 4^{e} jours de leur vie, présentaient par la suite au cours de leur vie adulte des gonades de masse normale et une mobilité normale des spermatozoïdes (Gellert et al. 1974). La capacité reproductive (établie d'après la masse de l'utérus, l'ovulation et les cycles vaginaux des femelles et d'après la fertilité et la masse des gonades des mâles) était normale chez la génération F_1 issue de rates gravides ayant reçu par voie orale 30 mg.kg-PC^{-1}.d^{-1} de méthoxychlore du 14^{e} au 20^{e} jour de gestation (Gellert et Wilson 1979). La capacité de reproduction (déterminée par la fréquence de l'accouplement, le taux de grossesses et l'importance de la portée) des rates adultes n'étaient pas réduites par des doses d'environ 50 mg.kg-PC^{-1}.d^{-1};

les rates avaient reçu des aliments contenant du méthoxychlore au cours des six semaines précédant l'accouplement (avec des mâles témoins) puis tout au long de la gestation et de la lactation. Néanmoins, les mâles et les femelles de la génération F_1 de mouton présentaient des troubles de reproduction lorsqu'on les accouplait à leur maturité (Harris et al. 1974). Les concentrations plus élevées (125 et 250 mg.kg-PC^{-1}.d^{-1}) réduisaient le nombre d'animaux qui s'accouplaient, et seule une rate a eu des petits. La reproduction est redevenue normale lorsqu'on a cessé l'administration de méthoxychlore avec la nourriture. D'après un rapport préliminaire, des doses de 100 à 200 mg.kg-PC^{-1}.d^{-1} administrées (sans doute par voie orale) pendant 70 jours consécutifs à des rats mâles interrompaient la spermatogénèse. Chez les rates, après un traitement semblable commençant 14 jours avant l'accouplement et se poursuivant "continuellement" par la suite, on n'a observé aucune implantation du foetus ni déciduome (Bal et Mungkornkarn 1977).

Il semblerait que la dose (orale) "sans effet apparent" sur la capacité de reproduction des rates soit d'environ 30 mg.kg-PC^{-1}.d^{-1}.

4.5 POUVOIR TÉRATOGÈNE

D'après les deux études qui existent sur les rates traitées au méthoxychlore par voie orale du 6^{e} jour au 15^{e} jour de gestation, la dose apparemment "sans effet" en ce qui concerne l'activité tératogène semble s'élever au moins à 50 mg.kg-PC^{-1} (Ravert et Parke 1976; Khera et al. 1978). Les qualités techniques et les préparations étaient toutes foetotoxiques aux doses de 200 et 400 mg.kg-PC^{-1}.d^{-1} et entraînaient une augmentation liée à la dose du nombre de côtes flottantes à des doses de 100, 200 et 400 mg.kg-PC^{-1}.d^{-1} (Khera et al. 1978). On a aussi observé au cours de cette étude une réduction de la prise de poids des femelles au cours de la gestation, aux doses de 50 à 400 mg.kg-PC^{-1}.d^{-1}. Comme les données sur le pouvoir tératogène ne sont disponibles que dans le cas du rat, il y aurait lieu d'entreprendre d'autres études à ce sujet sur d'autres espèces de mammifères.

5.0 EXPOSITION DUE À L'INGESTION DE POISSONS ET D'EAU CONTAMINÉE

L'exposition des habitants de la région des rivières Athabasca et Saskatchewan est surtout associée à l'ingestion d'eau, de sédiments, de solides en suspension et de poissons contaminés. Dans la présente section, nous examinerons exclusivement l'exposition des animaux qui absorbent des poissons et de l'eau contaminée.

Dans le cas de la rivière Athabasca, l'application était conçue pour produire un bouchon d'eau contaminée contenant théoriquement 300 $\mu g.L^{-1}$ pendant une période de 7,5 ou 15 minutes. En réalité, d'après les travaux de Lockhart et al. (1977), l'objectif de 300 $\mu g.L^{-1}$ n'est peut-être pas atteint, car la concentration moyenne de méthoxychlore pendant les premières 120 minutes étaient, rapporte-t-on, de 78 $\mu g.L^{-1}$ juste au-dessous du point d'application. Dans le cas de la rivière Saskatchewan Nord, le traitement visait à maintenir une concentration nominale de 300 $\mu g.L^{-1}$ pendant 15 minutes. Le bouchon a mis 35 minutes à passer juste en aval du point d'application et les concentrations étaient comprises entre 140 et 160 $\mu g.L^{-1}$ (Fredeen et al. 1975). Immédiatement après le passage du méthoxychlore, les concentrations dans l'eau tombaient de plusieurs ordres de grandeur (voir Section 6.2).

Les calculs qui suivent sont représentatifs de la dose maximale possible. Ces chiffres ne tiennent pas compte du fait qu'un mélange incomplet (voir Section 6.2.2) puisse entraîner une concentration d'exposition plus élevée.

5.1 INGESTION DE POISSONS CONTAMINÉS PAR LE MÉTHOXYCHLORE

Il existe peu de rapports sur les concentrations de méthoxychlore dans les tissus de poisson en amont des sites traités. Les résultats des travaux de Lockhart et al. (1977) sont présentés au Tableau 5-1. L'absorption théorique d'eau par les branchies d'un poisson de 100 g s'élève environ à 3200 $mL.h^{-1}$ à 20°C (Marshall et Roberts 1978); si l'on suppose que le poisson est exposé à une dose pendant 120 minutes, la quantité dans les tissus pourrait atteindre 5 $\mu g.g^{-1}$ pour une concentration dans l'eau de 80 $\mu g.L^{-1}$. On suppose, dans ces calculs, que le métabolisme est actif, que le méthoxychlore est complètement extrait de l'eau et que le pesticide n'a pas été éliminé du poisson avant qu'il soit ingéré. Dans le cas de petits poissons maigres (contenant environ 1% de lipides), le taux d'élimination s'élève, prévoit-on, à environ 5% par jour. Par ailleurs, le taux d'élimination pourrait tomber à moins de 1% dans le cas de poissons plus gros et plus gras. Ces observations sont basées sur la relation permettant de calculer l'élimination à partir de log P, élaborée par Neely et al. (1974). Évidemment, les concentrations de produits dans le poisson sont extrêmement variables et dépendent des caractéristiques physiologiques du poisson, de son habitat et du temps

Tableau 5-1. Concentrations de méthoxychlore dans des truites arc-en-ciel d'un an maintenues en cage dans la rivière Athabasca (Alberta) à différents moments après le traitement de la rivière avec du méthoxychlore au taux de 300 $\mu g.L^{-1}$. Les tissus prélevés sur quatre poissons ont été rassemblés pour former des échantillons composites. On a aussi analyser quatre poissons entiers dans chaque cage. La colonne correspondant aux poissons entiers donne la gamme de concentrations trouvées (tiré de Lockhart et al. 1977).

Temps écoulé après le traitement (h)	Concentration de méthoxychlore dans la truite ($\mu g.g^{-1}$ (tissu humide))				
	Foie	Intestin et gras	Muscle	Rein	Poisson entier
0,25[α]	0,09	<0,02	0,06	0,04	<0,02-0,04
0,50[α]	0,19	0,04	0,05	0,15	0,04-0,10
1,0[α]	0,08	0,05	0,04	0,07	0,04-0,06
3,0	0,16	0,06	0,04	0,18	0,03-0,06
6,0	0,96	0,39	0,30	0,86	0,60-1,56
12,0	1,34	0,58	0,07	0,64	0,69-1,08
28,0	0,34	0,20	0,29	0,28	0,23-1,75
59,0	0,08	0,72	0,08	0,08	<0,02-0,75[β]
101,0	0,03	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02-0,71[β]

[α] Temps à la dérive avec le bouchon d'eau traitée.

[β] Représente trois poissons (un perdu, un mort).

écoulé après le traitement. En fait, le meunier noir est le seul poisson de la rivière Saskatchewan-Nord qui contienne régulièrement des résidus de méthoxychlore (0,02 - 1,5 $\mu g.g^{-1}$) (Fredeen et al. 1975; Lockhart 1982), et les données rapportées par Lockhart et al. (1977) indiquent une vaste gamme de concentrations (Tableau 5-1) pour les poissons de la rivière Athabasca. Les concentrations les plus élevées s'approchent de celles correspondant au pire cas d'après les calculs. Les besoins alimentaires de base s'élèvent respectivement pour les mammifères et les oiseaux à 70 et 125 mg. de nourriture sèche.g-$PC^{-0.8}.d^{-1}$ (CNRC 1981). Donc, une loutre de 10 kg pourrait manger environ 550 grammes de poisson par jour en masse humide, si l'on suppose un métabolisme basal. Un oiseau piscivore de 50 grammes pourrait manger environ 14,25 grammes de poisson. La dose aiguë associée à l'ingestion de poisson contenant 5 $\mu g.g^{-1}$ s'élèverait à 275 µg. par kg de poids par jour pour la loutre et à 1425 $\mu g.kg\text{-}PC^{-1}.d^{-1}$ pour l'oiseau. Un repas normal de poisson pour l'homme serait d'environ 120 g (Morrison 1971), et l'absorption de méthoxychlore correspondant à un repas de poisson contenant 5 $\mu g.g^{-1}$ s'élèverait à 8,6 $\mu g.kg\text{-}PC^{-1}$ chez une personne de 70 kg.

5.2 INGESTION D'EAU CONTAMINÉE PAR LE MÉTHOXYCHLORE

L'ingestion d'eau contaminée correspondrait à une dose équivalant à celle provoquée par l'ingestion de poisson. Par exemple, l'ingestion de 1 L d'eau contenant 300 $\mu g.kg^{-1}$ représente une dose de 4,28 $\mu g.kg\text{-}PC^{-1}$ pour un homme de 70 kg. L'évaluation des risques consiste aussi à savoir le nombre de repas de poisson contaminé et la quantité d'eau contaminée absorbés au cours d'un été.

6.0 ASPECTS CHIMIQUES DE L'INJECTION DE MÉTHOXYCHLORE DANS DES COURS D'EAU À DÉBIT ÉLEVÉ

Le principe du traitement au méthoxychlore consiste à introduire dans le cours d'eau un concentré émulsifiable contenant 25% de l'ingrédient actif, de manière à obtenir une concentration globale de 300 $\mu g.L^{-1}$ dans la section de la rivière. On ajoute suffisamment de produit pour maintenir la dose pendant 15 minutes (comme dans le cas de la rivière Athabasca en 1974 et de la rivière Saskatchewan de 1977 à 1980) ou pendant 7,5 minutes (comme dans le cas de la rivière Athabasca en 1975, 1976, 1979, 1980 et 1981). On désigne habituellement ces méthodes d'application en volume ultrafaible (VUF). Au début du traitement, on prévoit localement des concentrations élevées d'ingrédient actif. Il y a trois paramètres physiques/chimiques d'importance.

1. Le degré d'uniformité de la dispersion du méthoxychlore dans l'eau (et la charge de ruissellement associée)[α] en fonction du temps et de l'éloignement en aval du point d'application.

2. Le transfert vers les sédiments et vers d'autre puits.

3. La persistance dans le cours d'eau et le delta (lac).

On examinera en détail chacun des aspects du traitement au méthoxychlore et plus particulièrement l'étude portant sur la rivière Athabasca, étant donné la base de données relativement importante qu'on possède à son sujet.

6.1 PROPAGATION EN AVAL: RÉSUMÉ DE LA DISPERSION OBSERVÉE AU COURS DE L'ÉTUDE SUR LA RIVIÈRE ATHABASCA, 1974-1976

Après chacun des traitements effectués sur la rivière Athabasca entre 1974 et 1976, on a recueilli des données sur le passage en aval de l'eau contenant des quantités importantes de méthoxychlore (Charnetski et al. 1980b). On a utilisé pour chaque essai[β] de 6 à 9 sites situés à diverses distances en aval du pont Athabasca, qui était

---

[α] Dans les cours d'eau à débit élevé, la charge de ruissellement a été définie théoriquement comme "les particules fines de sédiments en suspension" et le charriage comme "les particules plus grosses charriées par le cours d'eau sur le lit statique (fixe)." En pratique, le charriage a été défini comme la quantité de produit prélevé par un échantillonneur particulier (Bogardi), qui contient 36-73% de particules de granulométrie 425/-250 µm (Charnetski et Depner 1980).

[β] Le premier traitement de 1976 a été effectué à 260 km en aval du pont Athabasca.

le point d'application. À chaque point de prélèvement, on a établi plusieurs stations sur une droite traversant le cours d'eau de façon à mesurer l'uniformité de la dispersion et à évaluer la précision de l'échantillonnage et de l'analyse. En se basant sur l'analyse de l'eau et la charge de ruissellement, et sur plusieurs études réalisées à l'aide de traceurs neutres (Beltaos 1980), on a établi une équation donnant le moment de l'arrivée (t_a) du méthoxychlore à un point donné en aval. La Figure 6-1 montre la courbe théorique globale, et les Figures 6-2 à 6-4, les données expérimentales obtenues à trois des sites de prélèvement utilisés en 1975.

Plus on s'éloigne du point d'injection, plus la durée de l'exposition augmente et plus la concentration maximale, P_c, tombe. Autrement dit, l'exposition aiguë de courte durée devient considérablement plus longue et comporte des concentrations plus faibles. Les mesures de l'exposition totale d'un organisme sont présentées aux Figures 6-5 et 6-6 (Charnetski et al. 1980b). L'exposition intégrée sur le temps ($\mu g.L^{-1}.\Delta T^{-1}$) (Figure 6-5) est égale à l'aire sous la courbe concentration - temps en un point du cours d'eau (voir Figure 6-1), où ΔT représente le temps mis par la substance à passer à la station, soit t_d-t_a. Noter que la diminution de l'exposition totale est beaucoup moins importante que la diminution de la concentration maximale, C_p.

Les quantités dans l'eau et dans la charge de ruissellement ne correspondent vraisemblablement pas au bilan total de l'ensemble du cours d'eau en un point donné. Malheureusement, on n'a pas tenu compte de la contribution du charriage (fixe et mobile) dans les calculs du rapport de rétablissement effectués à partir des données des Figures 6-5 et 6-6 (basés sur la dose initiale de 300 $\mu g.L^{-1}$/7,5-min). Cependant, comme l'indiquent les Figures de 6-7 à 6-10, la concentration de méthoxychlore échangeable associée au charriage se propage au même rythme que les substances du compartiment aqueux (voir Section 6.2.3), ce qui pourrait s'ajouter aux effets du méthoxychlore sur l'écosystème.

6.2 DISPERSION AU SEIN DU SYSTÈME AQUATIQUE

Du point de vue physique, il est important de déterminer dans quelle mesure le méthoxychlore est dispersé à l'endroit où l'on contrôle les effets biologiques. Il est essentiel de considérer non seulement la concentration globale, mais aussi les quantités relatives dans l'eau et dans les phases micellaires et sédimentaires.

6.2.1 CONCENTRÉ ÉMULSIFIABLE

Il est important de souligner le rôle de la déstabilisation de l'émulsion dans l'interprétation des données obtenues au cours de l'étude sur l'Athabasca. On suggère que cette déstabilisation est associée à une "phase initiale à perte élevée" intervenant probablement à la suite de la

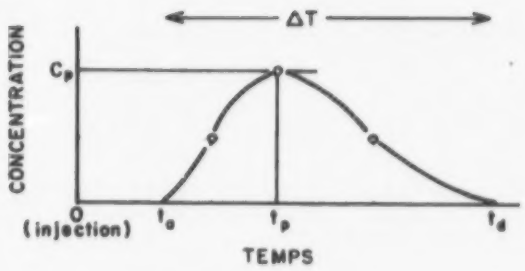


Figure 6-1. Courbe caractéristique temps-concentration (tirée de Beltaos et Charnetski 1980), où t_a, t_p et t_d représentent respectivement le moment de l'arrivé de la dose, le moment où la concentration maximale est atteinte, et le moment où le méthoxychlore a disparu.

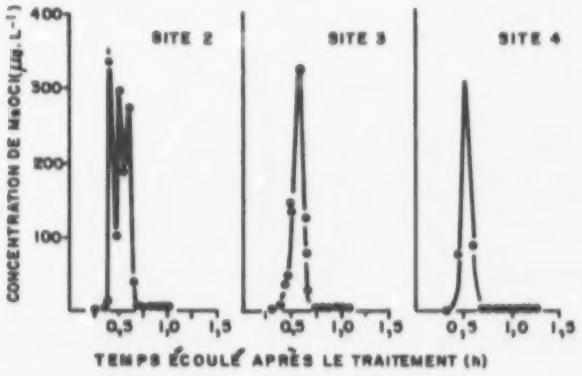


Figure 6-2. Résidus de méthoxychlore (MeOCl) dans des échantillons d'eau superficielle prélevés à 1,9 km en aval du point de traitement sur la rivière Athabasca, en 1975 (Charnetski et al. 1980b).

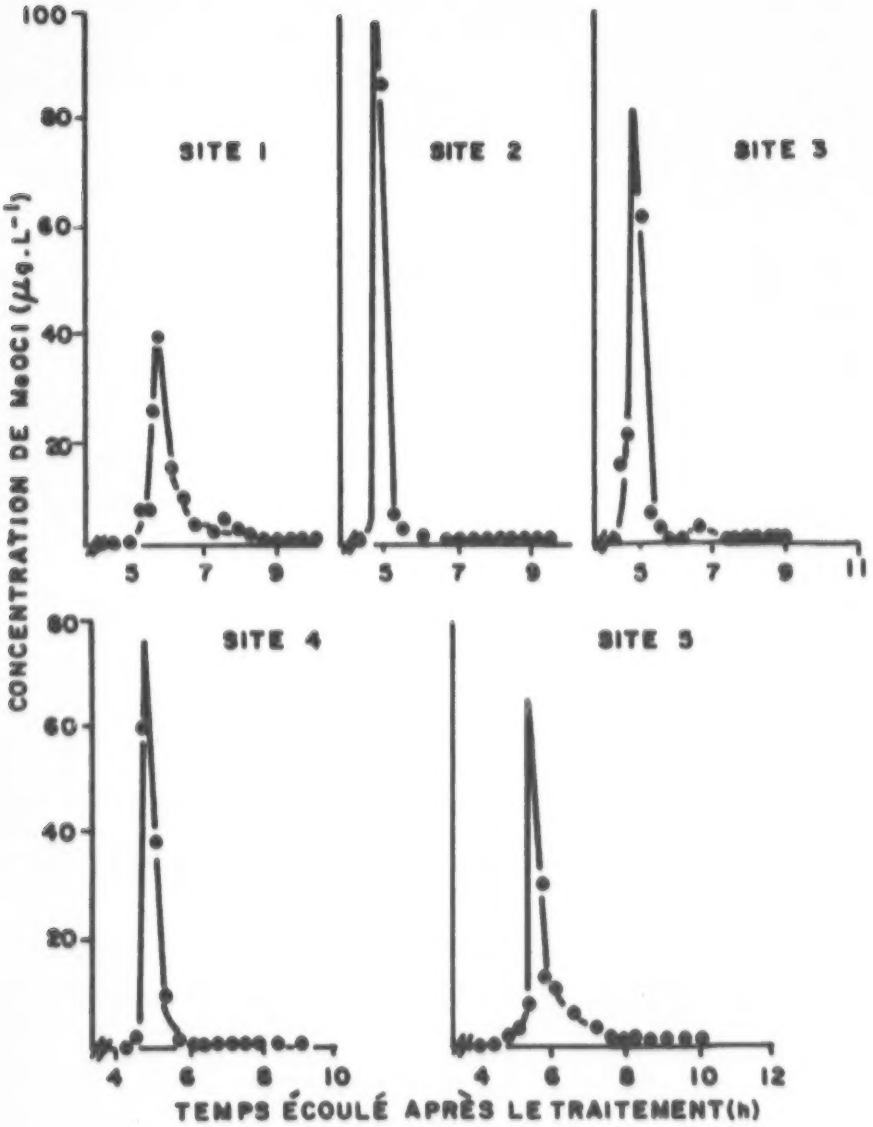


Figure 6-3. Résidus de méthoxychlore (MeOCl) dans des échantillons d'eau superficielle prélevés à 16,9 km en aval du point de traitement sur la rivière Athabasca, en 1975 (Charnetski et al. 1980b).

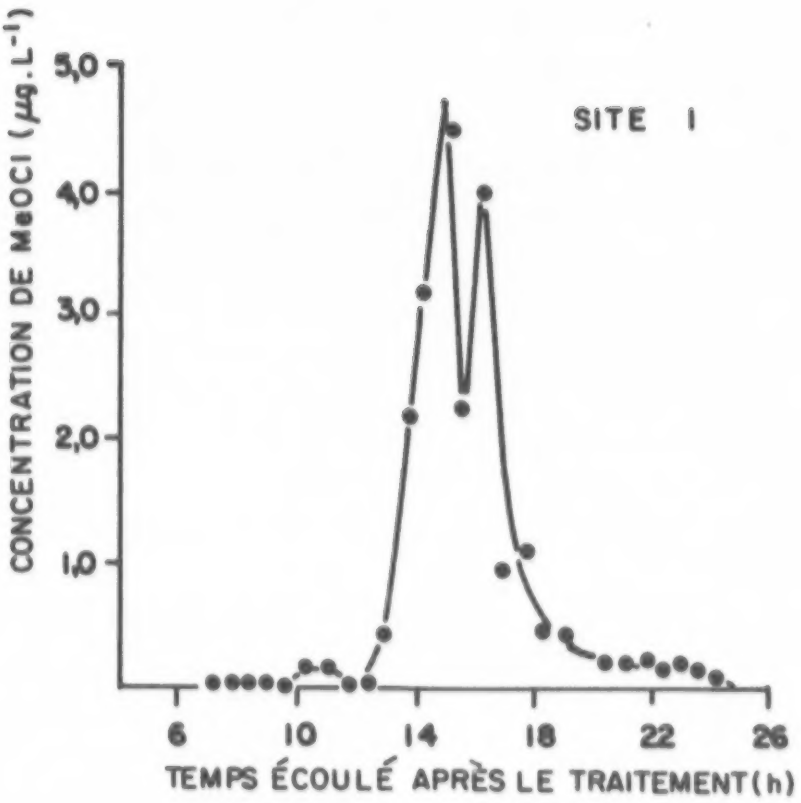


Figure 6-4. Résidus de méthoxychlore (MeOCl) dans des échantillons d'eau superficielle prélevés à 40 km en aval du point de traitement sur la rivière Athabasca, en 1975 (Charnetski et al. 1980b).

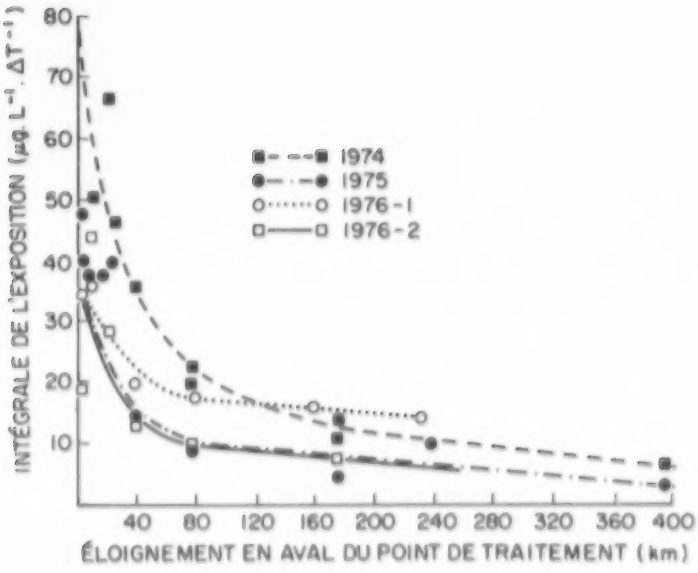


Figure 6-5. Intégrale de l'exposition en $\mu g.L^{-1}.h^{-1}$ dans l'eau et dans la charge de ruissellement en fonction de l'éloignement à partir du point de traitement sur la rivière Athabasca, 1974-1976 (Charnetski et al. 1980b)

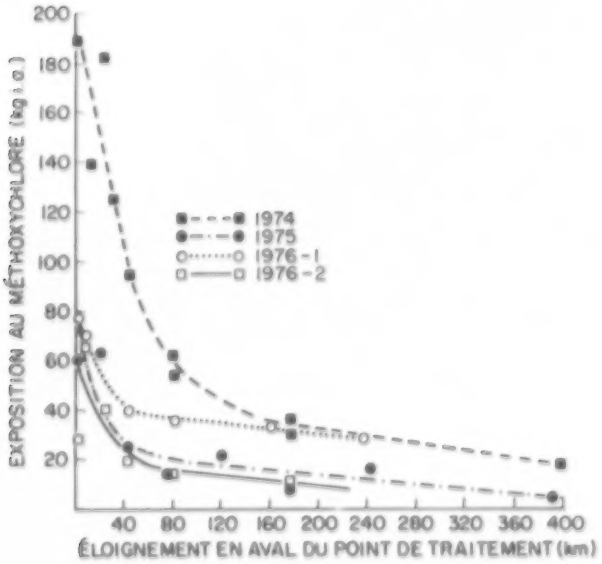


Figure 6-6. Charge totale de méthoxychlore (kg, d'ingrédient actif i.a.), dans l'eau et dans la charge de ruissellement en fonction de l'éloignement à partir du point de traitement sur la rivière Athabasca, 1974-1976 (Charnetski et al. 1980b).

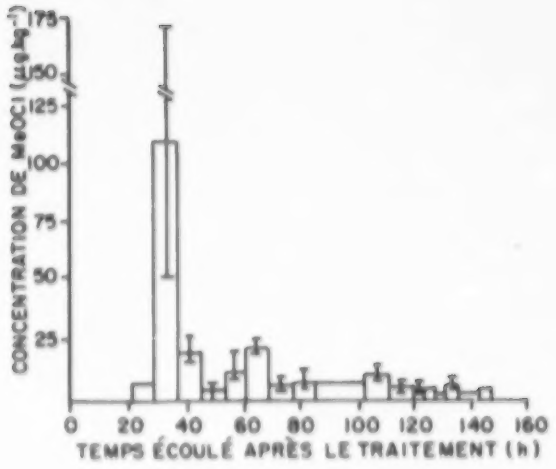


Figure 6-7. Résidus de méthoxychlore (MeOCl) dans des échantillons d'eau superficielle prélevés à 77 km en aval du point de la deuxième application sur la rivière Athabasca, 1976 (Charnetski et al. 1980b).

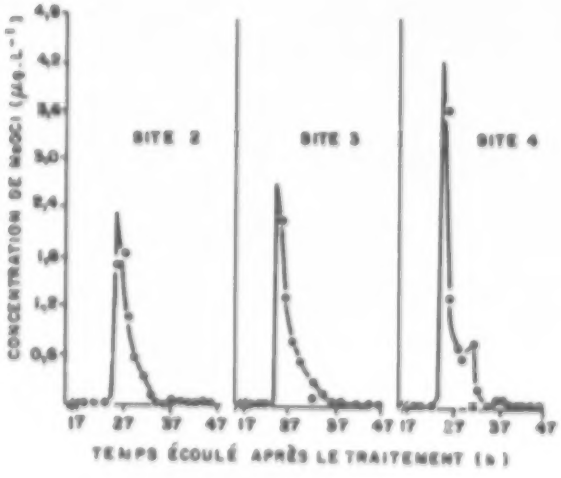


Figure 6-8. Moyenne des résidus de méthoxychlore (MeOCl) dans des échantillons de charriage prélevés aux sites 2, 3 et 4, à 77 km en aval du point de la deuxième application sur la rivière Athabasca, 1976 (Charnetski et al. 1980b).

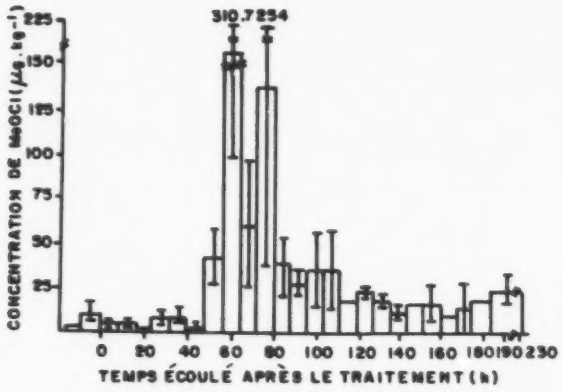


Figure 6-9. Résidus de méthoxychlore (MeOCl) dans des échantillons d'eau superficielle prélevés à 176 km en aval du point de la deuxième application sur la rivière Athabasca, 1976 (Charnetski et al. 1980b).

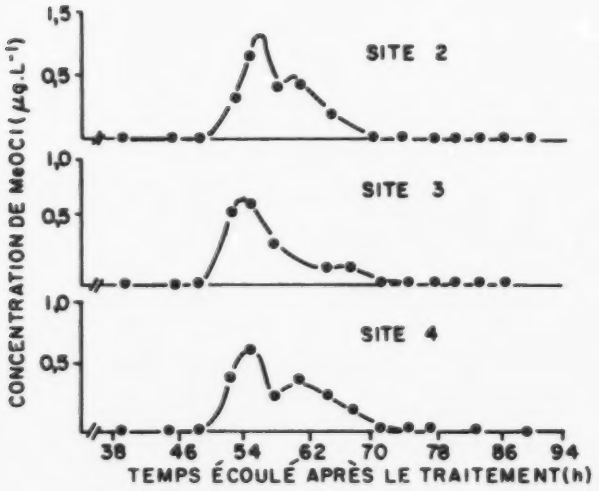


Figure 6-10. Moyennne des résidus de méthoxychlore (MeOCl) dans des échantillons de charriage prélevés aux sites 1, 2, 3 et 4, à 176 km en aval du point de la deuxième application sur la rivière Athabasca, 1976 (Charnetski et Depner 1980).

dégradation des micelles, suivie d'une lente perte à partir d'une phase dissoute stable. La Figure 6-11 représente la courbe correspondant à ce phénomène (Haufe 1980). À l'intérieur des micelles (Figure 6-12), le méthoxychlore est dissous dans le xylène, dans lequel il est très soluble (IARC 1979) alors que sa solubilité dans l'eau n'est que de 120 $ng.g^{-1}$. Le coefficient de partage octanol-eau (K_{oe}) du méthoxychlore est donc comparativement élevé ($1,2 \times 10^5$) (Karickhoff et al. 1978). Étant donné que les substances organochlorées sont plus solubles dans le xylène que dans l'octanol, le coefficient de partage $K_{xylène\text{-}H_2O}$ devrait être plus élevé. Le transfert direct du méthoxychlore, des micelles à l'eau, se fait donc lentement. En présence des micelles, l'élimination devrait se faire par perte de solvant (destruction des micelles et précipitation de l'excès de méthoxychlore) ou par collision avec les particules sédimentaires de la charge de ruissellement, qui adsorbent alors le méthoxychlore. La caractérisation des sédiments de la charge de ruissellement est donc absolument nécessaire pour définir la diminution des concentrations élevées de méthoxychlore observée immédiatement après le traitement.

Dans tous les rapports techniques, on a supposé que les émulsions transfèrent rapidement le méthoxychlore aux particules de sédiment. D'après les évaluations, l'étendue de la zone contenant le produit émulsifiable varie considérablement, atteignant parfois 20-50 km en aval, comme l'indique l'analyse présentée à la Figure 6-11 (Haufe 1980). Au cours de l'étude sur l'Athabasca, on n'a pas estimé la vitesse à laquelle le solvant aromatique est éliminé de la rivière. Seul Fredeen (1975) a signalé des odeurs de solvant à 6,5 km en aval du point d'injection de Cecil Ferry sur la rivière Saskatchewan-Nord (1972), 1 heure 48 minutes après l'application. En général, on utilisait la différence entre la teneur en méthoxychlore d'échantillons d'eau filtrés et non filtrés prélevés au cours des études de 1975 et 1976 sur l'Athabasca pour établir s'il y avait eu élimination (Charnetski et al. 1980b).

Considérons par exemple les échantillons prélevés 4,25 heures après le traitement à la station située à 16,9 km du point d'application sur la rivière Athabasca, (Tableau 6-1). D'après Sebastien et Lockhart (1981), il resterait encore une quantité considérable du produit en émulsion, autrement dit une quantité trop élevée de MeOCl dans l'eau, alors que d'après Charnetski et al. (1980b), il y aurait manifestement eu adsorption importante. Apparemment, les paramètres de composition de l'eau, nécessaires pour évaluer les données sont trop mal définis. Il n'existe aucune donnée quantitative (gravimétrique) pour l'eau naturelle filtrée et chargée de sédiments. Comme l'efficacité du filtre n'a pas été définie et que seule "la plus grande partie" des particules a été éliminée, il est impossible de savoir si de fines particules transportant des quantités considérables de MeOCl seraient passées dans les échantillons d'eau filtrée. Inversement, l'extraction des micelles de l'eau par filtrage pourrait faire augmenter la quantité relative de sédiments. Dans ces cas, il serait préférable de centrifuger les échantillons.

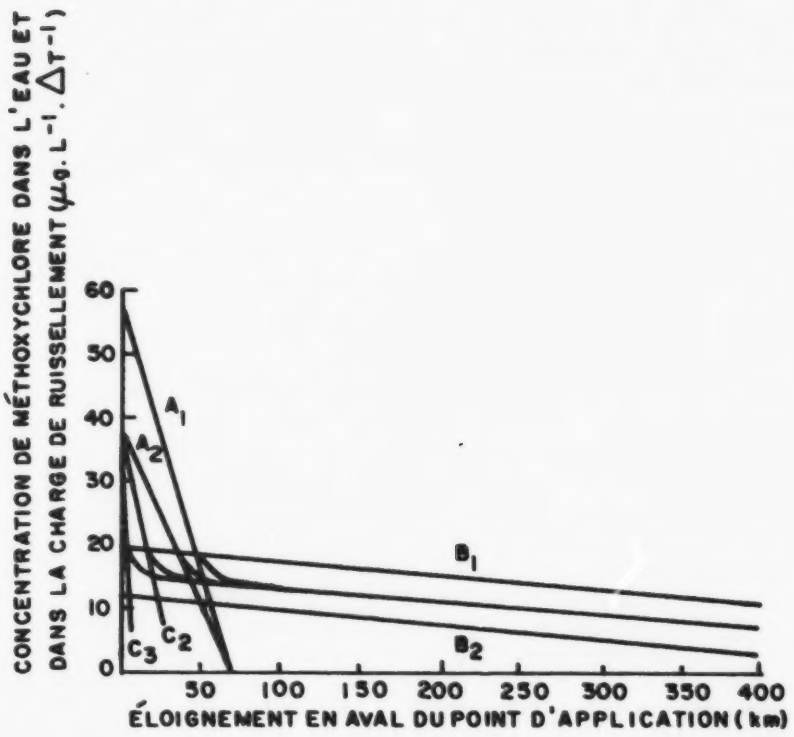


Figure 6-11. Relation entre l'exposition intégrée maximale et l'éloignement du point d'injection (A_1 - 1974; A_2 - 1975 et 1976); ces zones ont été associées à la déstabilisation de l'émulsion et à la phase efficace (B_1 - 1974; B_2 - 1975 et 1976). C_2 représente l'efficacité de brassage en 1980 et C_3 l'efficacité optimale réalisable (Haufe 1980).

Tableau 6-1. Concentration maximale de méthoxychlore dans trois fractions d'eau prélevées sous la surface le 4 juin 1975, à 16,9 km en aval du point de traitement sur la rivière Athabasca[α].

Type d'eau	Concentration de méthoxychlore ($\mu g.L^{-1}$)
Naturelle	55,5
Filtrée	36,2
Chargée de sédiments	55,5

[α] Données tirées de Charnetski et al. (1980b).

En conclusion, les données nécessaires pour caractériser la disparition de l'émulsion (et du solvant aromatique) sont insuffisantes. Il est essentiel d'établir pour les échantillons d'eau un bilan de masse qui tienne compte des solides en suspension pour expliquer convenablement la dispersion globale du méthoxychlore, spécialement dans les premiers 20 km en aval du point d'application.

6.2.2 TRANSFERT DE MÉTHOXYCHLORE À LA CHARGE DE RUISSELLEMENT DE LA RIVIÈRE ATHABASCA

6.2.2.1 Transfert à partir de l'eau

Pour analyser en détail le passage du méthoxychlore de l'eau à la charge de ruissellement, il faudrait déterminer à la fois la granulométrie des particules de sédiments au suspension (silt < 50 µm, sable > 50 µm) et leur teneur en matière organique (MO) ou en carbone organique (CO). Karickhoff et al. (1978) ont étudié l'adsorption du méthoxychlore sur une série de sédiments. D'après la partie linéaire de l'isotherme de sorption, le K_{CO} du méthoxychlore était assez constant, soit 83-93 x 10^3, pour une gamme de particules fines (du silt grossier jusqu'à l'argile), mais inférieur à 23 x 10^3 dans le cas du sable. D'après les études portant sur la rivière Athabasca (Haufe et Croome 1980), ni la granulométrie des particules, ni la teneur en carbone organique, ni même la masse des solides en suspension (charge de ruissellement) ne sont données; il est donc impossible de définir quantitativement le rôle que jouent les solides en suspension dans le transport du méthoxychlore.

6.2.2.2 Transfert à partir des micelles

La situation est rendue plus complexe par le fait que le méthoxychlore des micelles qui se dépose sur les solides en suspension peut comporter un coefficient de partage différent de celui mesuré lorsque le pesticide est adsorbé à partir de l'eau. Plusieurs facteurs restent indéterminés: par exemple, il est possible que le solvant aromatique s'introduise dans la matière organique des sédiments en même temps que le méthoxychlore ou qu'il revienne dans la phase aqueuse et se volatilise par la suite. Le méthoxychlore peut aussi se dissoudre dans l'eau ou précipiter sur les particules (Figure 6-12). Un autre sujet d'incertitude vient du fait que la concentration de méthoxychlore au début du traitement dépasse sa solubilité normale dans l'eau (Section 6.2.2.1). Karickhoff et al. (1978) ont signalé que les isothermes d'adsorption ne sont pas linéaires du côté du graphique correspondant à l'augmentation de l'adsorption lorsque la concentration de méthoxychlore dans l'eau dépasse 70% de sa solubilité.

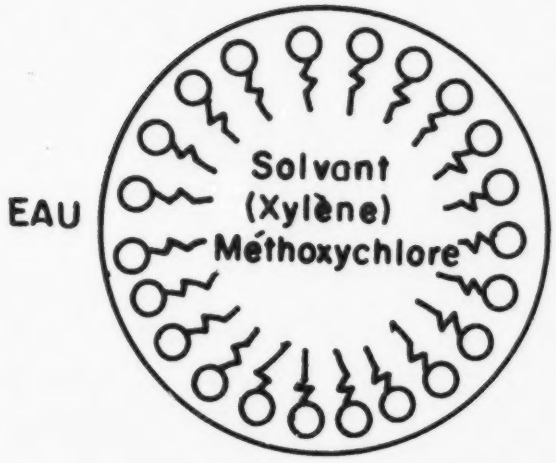


Figure 6-12. Structure d'une micelle.

6.2.3 TRANSFERT DES PHASES MOBILES AU CHARRIAGE

Il est clair que le méthoxychlore se partage entre l'émulsion charge de ruissellement - eau et charriage. On observe une augmentation soudaine de la concentration de méthoxychlore dans le charriage quelques minutes après le passage du nuage de méthoxychlore. Par exemple, dans le cas du deuxième traitement de la rivière Athabasca (1976), à la station située à 77 km en aval la concentration maximale de méthoxychlore (en moyenne 2,3 $\mu g.L^{-1}$) dans l'eau de surface et la charge de ruissellement était observée environ 25 heures après l'injection (Charnetski et al. 1980b). En comparaison, le méthoxychlore du charriage à 76 km présentait aussi un maximum (200-300 $\mu g.kg^{-1}$) environ 27 heures après l'injection (Charnetski et Depner 1980). Comme la masse relative des solides du charriage n'est pas donnée, il est impossible d'évaluer la vitesse d'élimination de l'eau de tout le pesticide. Toutefois, l'augmentation simultanée (plutôt que graduelle) de la concentration de méthoxychlore dans les solides du charriage à l'arrivée du nuage suggère plusieurs hypothèses:

(i) Même si le MeOCl est adsorbé en quantités importantes sur les fines particules de silt lorsque le coefficient de partage est favorable, une certaine proportion de pesticide doit toujours s'équilibrer rapidement avec l'eau et être absorbée par le charriage; et

(ii) Le fait qu'on observe un équilibre rapide ne concorde pas avec le mécanisme d'échange des particules contaminées entre l'eau et le charriage en raison de la variabilité prévue dans de tels processus; en effet, le phénomène arrivée/départ se reproduit en plusieurs endroits présentant un fond de topographie différente et, du moins le suppose-t-on, des taux de renouvellement variables.

Ces observations concordent avec la sorption/désorption rapides des polluants lipophiles (Karickhoff 1980), mais elles laissent supposer que le déplacement irréversible du méthoxychlore vers le charriage ne constitue pas sa seule intervention dans le système eau-sédiment en suspension. Beltaos (1980) a proposé une telle interaction, unique et irréversible (Figure 6-13), pour expliquer la diminution du rapport de récupération du méthoxychlore en aval.

6.3 PERSISTANCE DU MÉTHOXYCHLORE

La détermination de la persistance de pesticides comme le méthoxychlore fait appel à des méthodes de dosage hautement perfectionnées permettant de déceler à la fois des traces de composés et leurs produits de dégradation dans des matrices complexes. Dans la présente section, nous examinerons d'abord les aspects analytiques du programme de l'Atha-

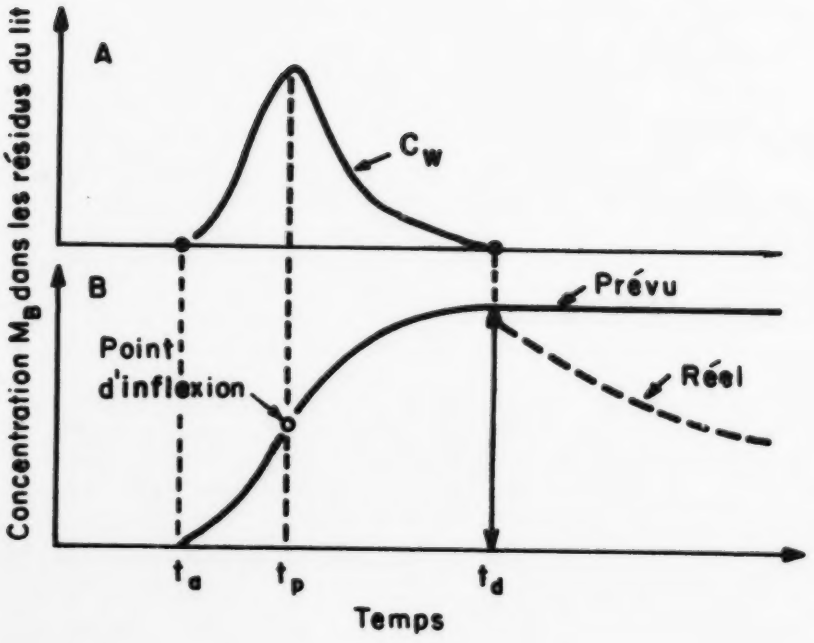


Figure 6-13. Courbe illustrant la variation des résidus dans un lit de rivière en fonction du temps lors d'un traitement théorique. t_a, t_p et t_d correspondent respectivement au temps où le pesticide est détecté pour la première fois, où sa concentration devient maximale et où il disparaît (concentration en unités arbitraires) (données tirées de Beltaos 1980).

basca, puis nous nous pencherons sur deux problèmes posés par le méthoxychlore: les impuretés de la préparation technique et la complexité de ses mécanicismes de dégradation.

6.3.1 DOSAGE DU MÉTHOXYCHLORE

6.3.1.1 Méthodes

Dans le programme de la rivière Athabasca (Charnetski et Depner 1980) et dans d'autres études (Sébastien et Lockhart 1981), on a utilisé le méthoxychlore. On a employé diverses techniques d'extraction et d'épuration (chromatographie sur colonne d'alumine ou de Florisil, partage dans des solvants) selon la matrice (eau, poisson, sédiment, charriage) et la chromatographie en phase gazeuse avec capture d'électrons. Ces méthodes ont été étudiées en détail (Gardner et Bailey 1975; IARC 1979).

6.3.1.2 Récupération et contamination

La confiance portée aux méthodes de dosage et de confirmation dépend du taux de récupération obtenu, de la contamination du laboratoire et de la présence d'artefacts qui pourrait fausser l'identification des structures. Par exemple, l'écart principal entre deux laboratoires participants qui comparaient des analyses de muscles de poisson, concernait une valeur élevée de 20 $ng.g^{-1}$ pour un blanc (Charnetski 1980). Le seuil de détection dans cette étude, qui était de 1 $ng.g^{-1}$ de muscle de poisson, semble plutôt être de l'ordre de 10-30 $ng.g^{-1}$. D'après Lockhart (1980), la concentration de méthoxychlore avant le traitement dans le muscle de poisson serait <20 $ng.g^{-1}$. On n'a jamais étudié de près les artefacts que pourraient présenter les échantillons, comme ceux de la rivière Athabasca. Les résultats devraient être confirmés par chromatographie en phase gazeuse/spectrométrie de masse (cg/sm) ou par d'autres techniques sûres. Le découpage des échantillons et l'exécution d'analyse conjointes réalisées par plus d'un laboratoire permettraient aussi d'améliorer le seuil de confiance.

Il faut inclure dans le rapport des données sur la récupération obtenue à la concentration correspondant à chaque matrice (eau, poisson, sédiment et charriage, ainsi que les écarts-types obtenus avec les témoins et les techniques de validation. Dans l'étude de Charnetski (1980), pour la récupération de 3 µg de MeOCl.L^{-1} d'eau, on a obtenu un taux de 144-330% dans 3 des 4 laboratoires, et des résultats positifs avec des blancs dans deux laboratoires. Il y aurait donc des problèmes de contamination ou des problèmes causés par des artefacts que les techniques employées n'ont pas éliminés. Un grand nombre de données correspondant à des concentrations de MeOCl < 2 $\mu g.L^{-1}$ ont été signalées par Charnetski et al. (1980b) et par Birkholtz (1982). Ces résultats expliquent pourquoi on avait accepté un seuil de détection d'environ 0,1 $\mu g.L^{-1}$; cependant, en raison des problèmes mentionnés ci-haut, il faut interpréter prudemment de tels résultats.

Les mécanismes régissant l'adsorption d'un polluant lipophile comme le méthoxychlore joue un rôle particulièrement important dans le choix de la méthode qui servira à déceler la présence de ce type de polluant dans les sédiments. À cet égard, il faut reconnaître l'existence de deux types de fraction adsorbée: l'une facilement extractible et l'autre très difficilement extractible. Bien qu'on n'ait pas démontré que ce phénomène s'applique au méthoxychlore, on sait qu'il intervient dans le cas d'autres produits chimiques semblables (Karickhoff 1980; Roberts et al. 1981; Zepp et Schlotzhauer 1981). En outre, une étude récente indique que les propriétés de gel des sédiments peuvent jouer un rôle important dans la définition de l'efficacité d'extraction de différents solvants (Freeman et Cheung 1981). Donc, l'extractibilité peut dépendre à la fois de la nature du sédiement et du temps nécessaire à l'extraction.

Il n'existe pas, apparemment, de rapport décrivant des expériences de récupération portant particulièrement sur l'extractibilité en fonction du temps avec un pesticide marqué au ^{14}C, et l'on ne peut présumer de la justesse des épreuves récentes indiquant l'absence de méthoxychlore dans les sédiments. La même remarque s'applique à des échantillons de charriage prélevés en octobre 1977 et à des échantillons de boue prélevés en aval des points d'injection en 1974, 1975 et 1976 (Charnetski et Depner 1980). On signalait que les résidus de méthoxychlore dans le charriage persistaient en concentrations atteignant environ 10 $\mu g.kg^{-1}$, 60 jours après le traitement. Leur persistance dans la boue était comparable.

La faible précision généralement obtenue lors du dosage des produits organochlorés, dans les sédiments constitue un autre problème. D'après Zitko (1980), l'analyse d'un sédiment extrêmement contaminé contenant 612 µg de PCB.kg^{-1} présentait un écart de 25%, et la variation dans les analyses d'hydrocarbures extractibles totaux à des concentrations nominales plus élevées (6,4 et 31 $\mu g.g^{-1}$) s'élevait à 118%. Il faut donc user d'une grande prudence pour comparer et interpréter les résultats de dosage du méthoxychlore dans les sédiments, obtenus dans les diverses études sur les rivières de l'ouest du Canada, lorsque les résultats obtenus avec des "sediments témoins" dopés ne sont pas fournis. Par exemple, alors que Byrtus (1981b) signale des valeurs maximales de seulement 50-79 $\mu g.kg^{-1}$ dans des échantillons de silt prélevés sur un tronçon de 120-140 km, des concentrations comprises entre 100 et 300 $\mu g.kg^{-1}$ ont été décelées dans le charriage par Charnetski et Depner (1980) aux mêmes stations en aval. Ces résultats sont difficiles à comparer en l'absence d'un point de référence commun.

En résumé, d'après les données obtenues, les concentrations de méthoxychlore < 1 $\mu g.L^{-1}$ dans l'eau et < 20 $ng.g^{-1}$ dans les tissus de poisson peuvent bien comporter une erreur. Pour tirer des conclusions en comparant quantitativement les concentrations de méthoxychlore dans les sédiments signalées dans diverses études, il faut tenir compte d'un écart-type qui peut s'élever à au moins 25-100% et de l'absence générale d'analyses de confirmation aux concentrations à peu près égales au seuil de détection.

6.3.1.3 Protocole d'échantillonnage

Il est utile d'établir la voie "critique" ou la voie la plus probable pour prévoir le mode de transport et le devenir de la plus grande partie d'un polluant et pour définir le protocole d'échantillonnage. Les études qui tiennent compte de la voie critique utilisent au maximum les données pour évaluer les conséquences du produit sur l'environnement. Cette approche nécessite qu'on tienne compte des propriétés hydrologiques et des propriétés de sorption du système, de façon à prévoir où s'accumuleront des quantités importantes du produit. Le but du programme d'échantillonnage sera donc de vérifier les hypothèses et de définir l'exposition des organismes vivant dans les zones à risques élevés où les concentrations sont maximales.

L'un des principaux objectifs de l'étude sur l'Athabasca était effectivement de déterminer les taux de récupération de méthoxychlore en aval du point de traitement. Voici certaines remarques sur les méthodes de prélèvement choisies:

(i) Au cours des traitements réalisés sur le cours d'eau, 50% du méthoxychlore se dépose dans les premiers 20 km. Comme le brassage peut être incomplet, il ne faut pas exclure l'eau ou les sédiments des compartiments échantillonnés, si l'on veut définir les compartiments sédimentaires critiques pour le polluant dans la zone hétérogène. En particulier:

a) Les échantillons d'eau doivent être contrôlés dès le début du brassage pour faciliter la caractérisation des modes d'écoulement et des points d'accumulation. Étant donné que la concentration des échantillons prélevés en surface varie énormément, il est nécessaire d'en prélever aussi à plusieurs profondeurs. Pour contrôler les premiers 15 km en aval du point d'application sur la rivière Athabasca, on a utilisé cinq sites en 1974, trois en 1975 et un seul en 1976. Lors d'analyses plus récentes sur la rivière Athabasca, on a prélevé des échantillons exclusivement à des points éloignés en aval du point de traitement (soit 240 km en aval de la ville d'Athabasca (Byrtus 1982)).

b) Il faut aussi évaluer dans quelle mesure le méthoxychlore stocké en concentration relativement élevée dans les dépôts de boue (silt) formés par remous près du site de traitement peut contaminer, en période de crue, la partie aval (par exemple, lors d'inondations). L'observation faite par Turk (1980), selon laquelle des sédiments d'amont remis en suspension ont provoqué une augmentation prononcée des concentrations de PCB à l'embouchure de la rivière Hudson au moment des inondations illustre l'un des inconvénients des produits chimiques persistants.

(ii) La voie critique du déplacement à court terme vers l'aval d'une dose unique immédiatement après son application est relativement bien établie. Le prélèvement des résidus persistants à long terme doit tenir compte des résultats obtenus à court terme et être orienté vers la détermination de la persistance de la plus grosse partie du pesticide dans les zones de concentration élevée. Le prélèvement d'échantillons réalisé en octobre 1977 (Charnetski et Depner 1980) pour définir la persistance à long terme a été entrepris à 20 km en aval du pont Athabasca, même s'il était évident que plus de 50% du pesticide s'était déjà dissipé plus près du point d'application. Donc, la persistance à long terme du produit dans les zones critiques situées dans les premiers 20 km n'est pas définie. Dans une autre étude à long terme sur les résidus, on s'est surtout intéressé au rôle de puits du lac Athabasca et du delta de l'Athabasca (situé à plus de 600 km du point d'injection) (Charnetski et al. 1980). Pour ce qui est de la voie critique, il est plus vraisemblable que des quantités importantes de méthoxychlore soient piégées dans le tronçon relativement calme entre Fort McMurray et le lac Athabasca.

(iii) Mises à part les implications du concept de voie critique dans l'élaboration du protocole, deux autres aspects jouent un rôle très important. En premier lieu, il est nécessaire d'établir les paramètres de composition de l'eau (notamment la nature des sédiments et leur composition (granulométrie, teneur en matière organique et inorganique, etc.). En deuxième lieu, lorsque c'est possible, les techniques de prélèvement de sédiments et d'eau devraient être normalisées. Sinon, il y aurait lieu de prévoir des études pour établir des corrélations entre les résultats de chaque technique de prélèvement.

Lors de l'étude sur l'Athabasca (Charnetski et Depner 1980), les échantillons de charriage ont toujours été prélevés avec un échantillonneur Bogardi. Par contre, le prélèvement de sédiments fins a été réalisé avec des méthodes différentes dont les détails n'avaient pas été comparés. Les échantillonneurs en vrac Ponar et les dragues Ekman ont été utilisés en 1973-1974. En 1974, 1975 et 1976, on a utilisé un contenant à jus en métal, aplati d'un côté pour prélever des échantillons jusqu'à 2,5 - 5,0 cm sous la surface. Les dispositifs de carottage n'ont été employés qu'en 1977 pour prélever des résidus persistants.

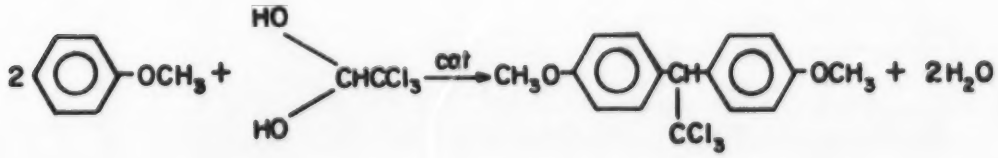
(iv) Par leur action abrasive, les cours d'eau à débit élevé présentent habituellement des taux de sédimentation élevés dans leurs segments lents et dans les deltas en forme de lac qui constituent des puits. Les dépôts peuvent être perturbés par l'érosion, l'affouillement des rives et d'autres effets hydrologiques (par exemple, inondation). Il est donc impossible

d'obtenir des carottes de sédiments décrivant fidèlement le passé du cours d'eau. Par exemple, des carottes prélevées en eau profonde dans le lac Supérieur contiennent des quantités importantes de PCB (5-390 $\mu g.kg^{-1}$) et de DDE (0,2-17 $\mu g.kg^{-1}$) dans la couche superficielle de 0,5 cm et des quantités négligeables à des profondeurs > 3-5 cm (Eisenreich et al. 1980). Par contre, dans les cours d'eau rapides, le brassage et le taux de sédimentation élevé devraient disperser et diluer le méthoxychlore dans une couche atteignant plusieurs centimètres d'épaisseur. Le méthoxychlore pourrait aussi être éliminé par dégradation. De fait, les études sur la présence de méthoxychlore dans les cours d'eau de l'Ouest canadien mentionnent à la fois la dégradation et la dispersion. Cependant, rien ne permet de distinguer ces deux mécanismes. Il serait vraisemblablement possible d'utiliser, comme critères, la quantité et la répartition des composés organochlorés persistants des pesticides (DDE) et des aromatiques (PCB) qui se dégradent difficilement. Ces espèces pourraient alors servir d'étalons pour établir la dynamique des sédiments. La zone en aval de la zone industrielle de Fort McMurray serait un site approprié pour établir un étalon de persistance constitué de composés organochlorés. Les concentrations et les modes de sédimentation de ces polluants de fond ont été signalés dans l'étude sur l'Athabasca dans le cas d'échantillons de poissons (Charnetski et Currie 1980; Charnetski et al. 1980a). Il est assez surprenant de constater que des composés organochlorés persistants ne sont pas détectés dans les sédiments de l'Athabasca (Charnetski et al. 1980a); il y aurait lieu de confirmer ces résultats d'analyses.

6.3.2 CHIMIE DU MÉTHOXYCHLORE

6.3.2.1 Méthodes de préparation à l'échelle industrielle

Le méthoxychlore est préparé par condensation du chloral avec de l'anisole en présence d'acides comme catalyseurs (l'équation [1]). L'acide sulfurique (Shirley 1949) et le chlorure d'aluminium (Schneller et Smith 1948) servent de catalyseurs. Toutefois, Mitchell et al. (1978) ont montré que les principales impuretés du produit de qualité technique ne sont présentes que dans les préparations fabriquées à l'aide de méthodes utilisant des acides de Lewis ($AlCl_3$, AlF_3). Les principaux mécanismes sont présentés à la Figure 6-14.



1

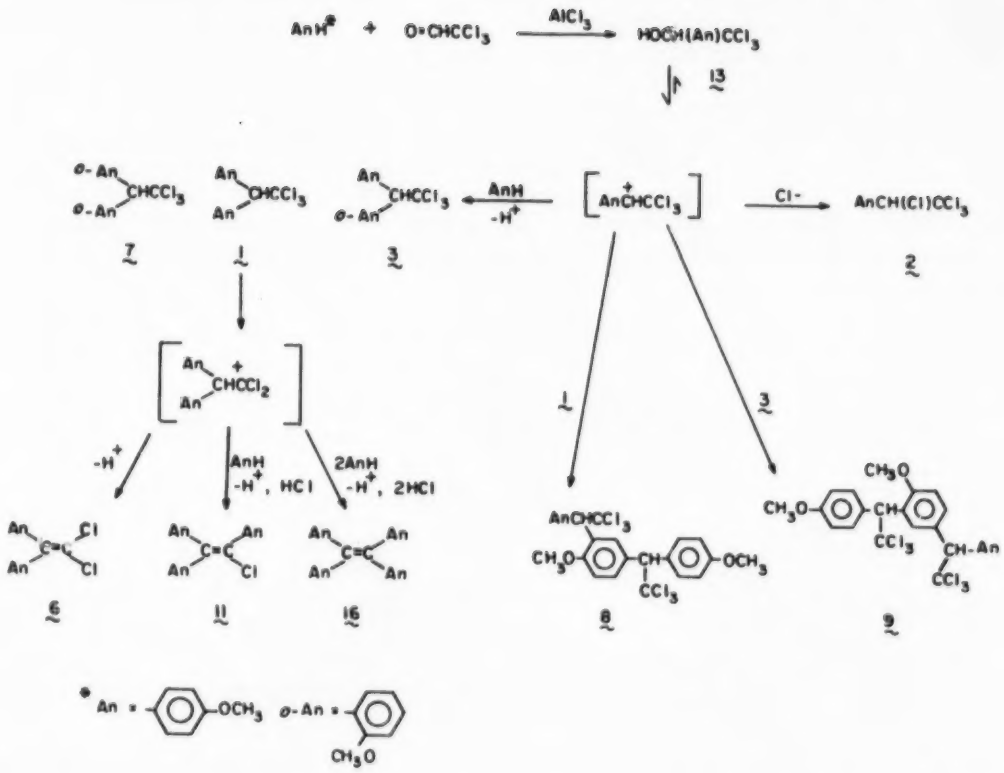
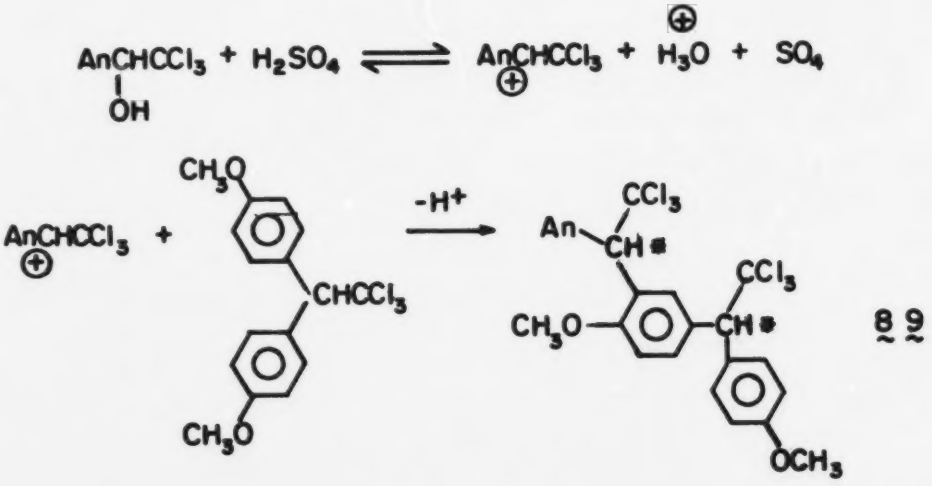


Figure 6-14. Préparation du méthoxychlore (mécanisme n° 1). NOTE: 8 et 9 sont des diastéréoisomères.

Récemment, Lamoureux et Feil (1980) ont présenté une analyse poussée par chromatographie en phase gazeuse/spectrométrie de masse du produit de qualité technique fabriqué par E.I. Dupont (Sigma). Le produit Sigma serait constitué, à plus de 98,5%, de l'isomère p,p' (1) et des impuretés principales (Tableau 6-2) (2, 3, 6, 13, 18); on suppose ici une réponse uniforme par détection d'ionisation de flamme et une récupération de 100% à chaque injection dans le chromatographe. Les produits de condensation 8 et 9 (rapport m/e = 580), révélés par chromatographie liquide haute pression en phase normale (West et al. 1982), ne sont pas volatils aux températures employées, soit <300°C, lorsqu'on utilise la chromatographie en phase gazeuse. D'après une synthèse indépendante, ces deux hexachlorures diastéréoisomères constituent 0,9-1,2 p. 100 m/m du produit de qualité analytique.

D'après des travaux récents (West et Chaudhary 1983), les seuls impuretés formées lorsqu'on utilise l'acide sulfurique comme catalyseur sont les diastéréoisomères 8 et 9 dont le m/e = 580 (Tableau 6-2, équation [2]). Les produits commerciaux sont actuellement fabriqués avec du $AlCl_3(AlF_3)$ comme catalyseur, ce qui entraîne la formation des impuretés énumérées au Tableau 6-2. La Figure 6-15 montre un tracé CLHP caractéristique.



À l'aide d'échantillons obtenus auprès de Environment Alberta et d'Agriculture Canada, on a réalisé une étude sur les concentrés émulsifiables à 25% (West et Chaudhary 1983) (Tableau 6-3; Figures 6-16 et 6-17). D'après les informations fournies par ces organismes, des

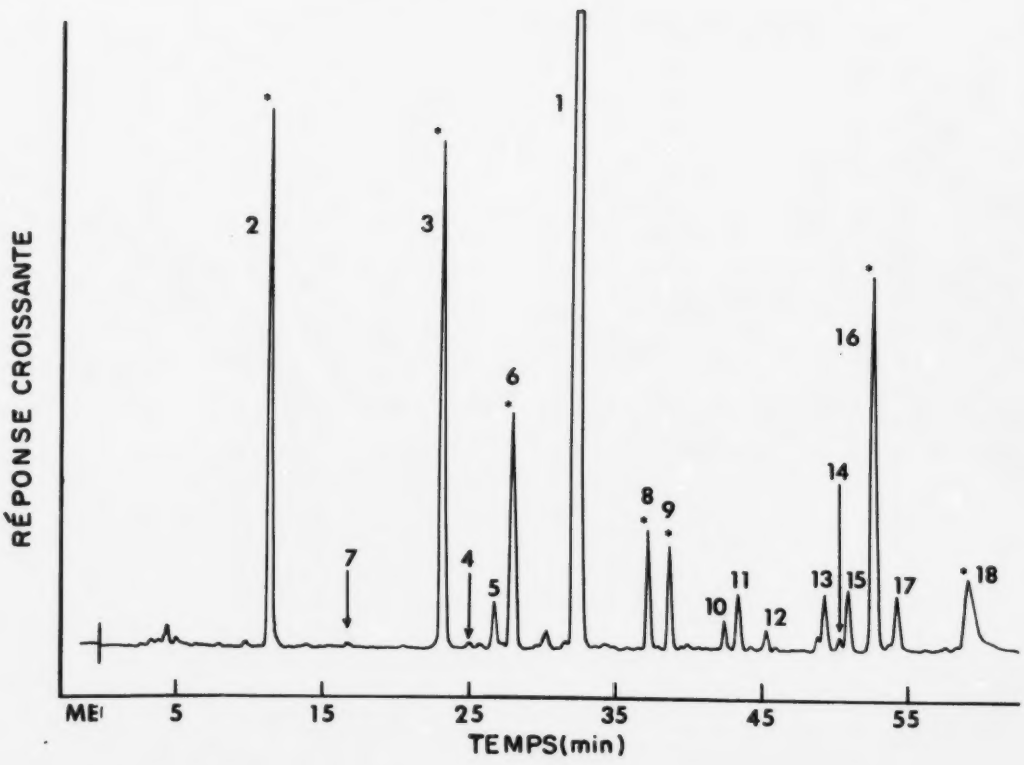


Figure 6-15. Analyse par CLHP en phase normale des impuretés concentrées provenant du méthoxychlore (données tirées de West et al. 1982). Voir Tableau 6-2 pour l'identification des composés numérotés.

Tableau 6-2. Structure des constituants du méthoxychlore technique détectés par chomatographie en phase gazeuse/spectrométrie de masse[α] et par CLHP en phase normale[β].

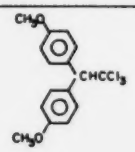
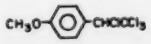
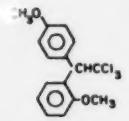
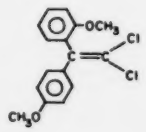
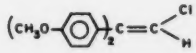
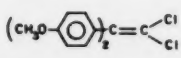
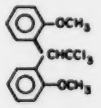
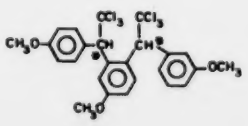
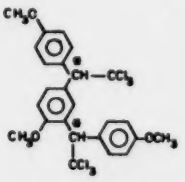
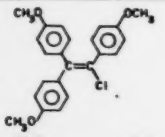
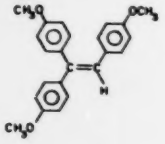
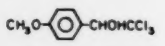
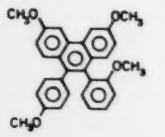
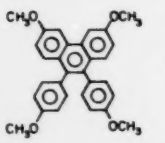
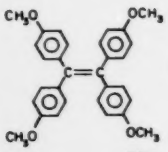
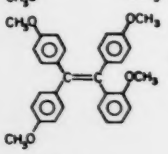
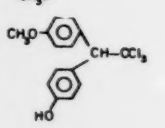
	Composé	Structure	Pourcentage dans le produit technique cg/sm[α]	CLHP[β]
1	Méthoxychlore (p,p'-DMDT) 1,1,1-Trichloro-2,2-bis(4-méthoxyphényl)éthane		93,10	NQ
2	1,1,1,2-Tétrachloro-2-(4-méthoxyphényl)éthane		1,43	1,72
3	Isomère du méthoxychlore (o,p'-DMDT)		3,057	4,03
4	Isomère oléfinique du méthoxychlore (o, p'-DMDE)		0,161	NQ
5	1-Chloro-2,2-bis(4-méthoxyphényl)éthène		-	-
6	Dérivé oléfinique du méthoxychlore (DMDE) 1,1-Dichloro-2,2-bis(4-méthoxyphényl)éthène		0,761	0,39
7	Isomère du méthoxychlore (o,o'-DMDT) 1,1,1-Trichloro-2,2-bis(2-méthoxyphényl)éthane		0,087	NQ
8	Produit de condensation du p,p'-DMDT, 1		ND	0,48
9	Produit de condensation du p-DMDT, diastéréoisomère de 8		ND	0,40
10	Non élucidé (deux constituants)			

Tableau 6-2. (suite)

	Composé	Structure	Pourcentage dans le produit technique cg/sm[α]	CLHP[β]
11	Chlorotrianisène, CTA 1-Chloro-1,2,2-tris(4-méthoxyphényl)éthène (anti-estrogène)		NQ	0,050
12	1,2,2-Tris(4-méthoxyphényl)éthène		NQ	NQ
13	2,2,2-Trichloro-1-(4-méthoxyphényl)éthanol		0,36	NQ
14	3,6-Diméthoxy-9-(2-méthoxyphényl)-10-(4-méthoxyphényl)-phénanthrène		ND	NQ
15	3,6-Dimethoxy-9,10-bis(4-méthoxyphényl)phénanthrène		ND	NQ
16	1,1,2,2-Tetrakis (4-méthoxyphényl)éthène (TAE)		NQ	0,50
17	1-(2-Méthoxyphényl)-1,2,2-tris(4-méthoxyphényl)éthène		NQ	0,060
18	1,1,1-Trichloro-2-(4-hydroxyphényl)-2-(4-méthoxyphényl)-éthane (oestrogène)		0,531	NQ

[α] Lamoureux et Feil 1980. Concentrations exprimées en pourcentage dans le produit technique obtenues par ionisation de flamme.

[β] West et al. 1982. Basée sur la réponse CL étalonnée, exprimée en pourcentage dans le produit technique*.

* Filtrat obtenu après cristallisation du méthoxychlore de qualité Sigma dans un mélange chloroforme/éthanol.

NQ = Non quantifié. Structure confirmée par cg/sm dans les deux cas.

ND = constituant n'ayant pas été élué de la colonne.

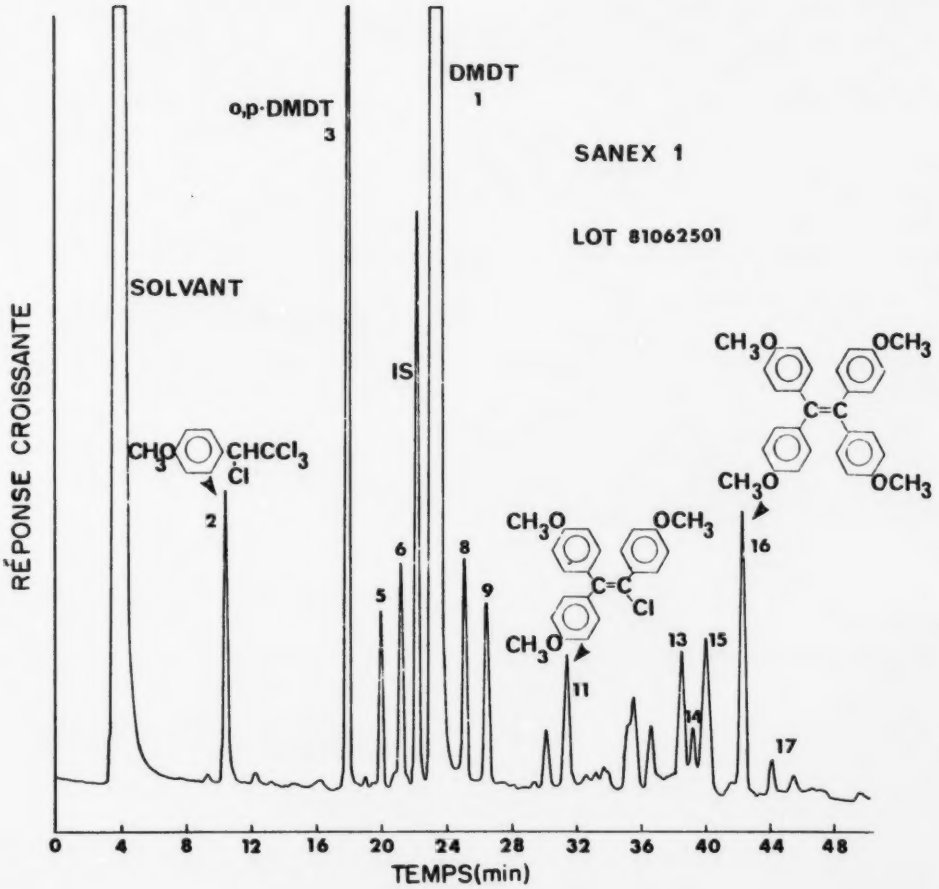


Figure 6-16. Analyse par CLHP en phase normale des préparations de méthoxychlore en concentré émulsifiable à 25% utilisées sur la rivière Athabasca, 1980-1981 (West 1982).

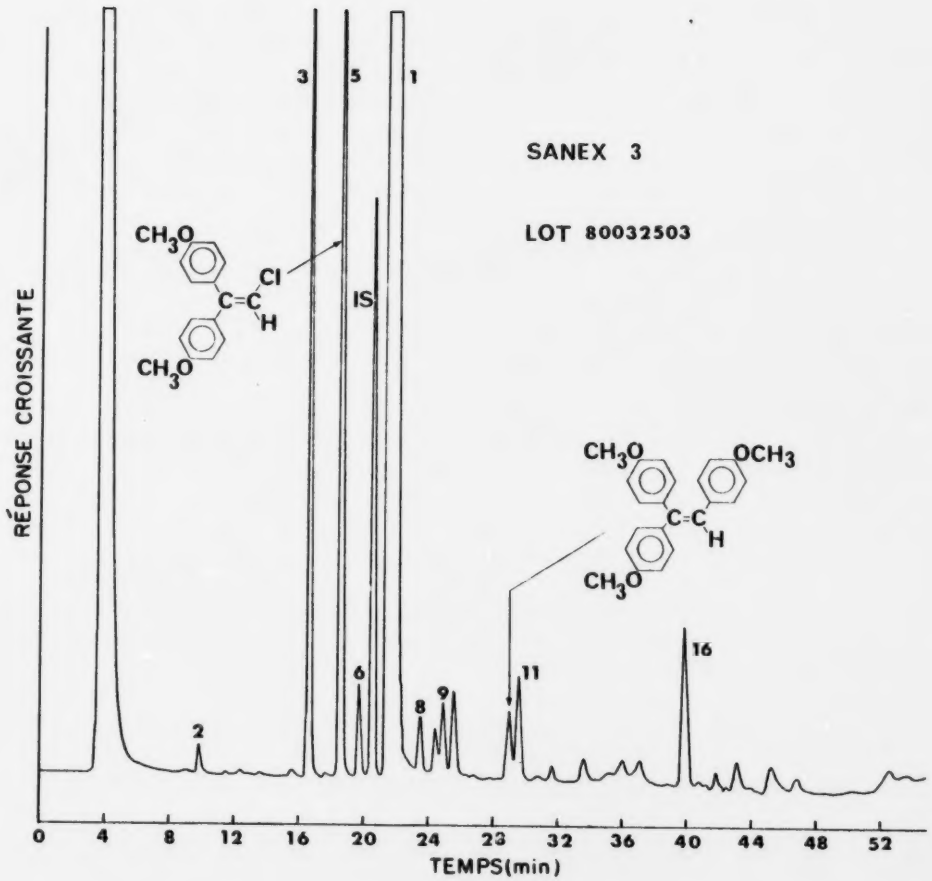


Figure 6-17. Analyse par CLHP en phase normale des préparations de méthoxychlore en concentré émulsifiable à 25% utilisées sur la rivière Athabasca, 1979 (West 1982).

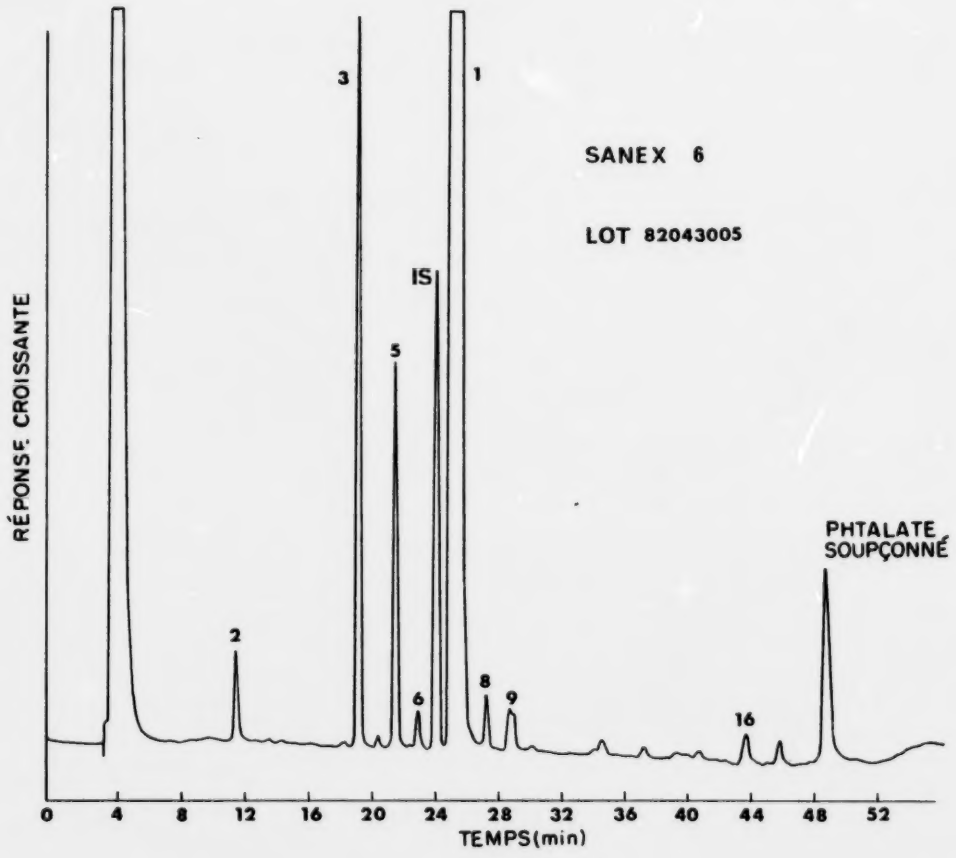


Figure 6-18. Analyse par CLHP en phase normale des préparations de méthoxychlore en concentré émulsifiable à 25% utilisées sur la rivière Athabasca, 1982 (West 1982).

échantillons de SANEX-1 et 2 ont été utilisés en entier ou en partie dans le traitement de la rivière Athabasca en 1980 et 1981. De la même façon, le Sanex 3 a été utilisé en 1979, et le Sanex 6 en 1982. Ces deux derniers échantillons présentaient des concentrations beaucoup plus faibles d'impuretés mais des concentrations élevées de dérivés oléfiniques partiellement réduits, $An_2C{=}CHCl$, soit le constituant n° 5 (voir Figure 6-18). Une série de produits commerciaux pour jardin achetés en Colombie-Britannique ont été analysés. Les résultats ainsi obtenus sont présentés au Tableau 6-3. D'après les données chimiques ci-dessus, il est clair qu'un catalyseur constitué d'un acide de Lewis fort a été utilisé. Il semblerait que les impuretés dans les préparations commerciales de concentré émulsifiable varient énormément sur plusieurs années. Toutefois, on retrouve constamment des concentrations relativement élevées de (1,3-2,4%) de o,p-méthoxychlore, le constituant 3. Les programmes de contrôle actuels ne permettent pas d'estimer la concentration de cet isomère du méthoxychlore.

6.3.2.2 Conséquences des impuretés

Dans le cas du méthoxychlore, il n'existe aucune donnée analytique sur les préparations de concentré émulsifiable employées dans la plupart des essais *in situ* (Fredeen *et al.* 1975; Charnetski et Depner 1980) et en laboratoire (Sebastian et Lockhart 1981). Notons que le fournisseur et le numéro de série du méthoxychlore employé dans la principale étude sur l'Athabasca (1974-1976) changeaient d'une année à l'autre, ce qui explique les résultats différents obtenus avec les préparations analysées en 1979-1982 (Tableau 6-3). Les caractéristiques toxicologiques des préparations pourraient donc être variables.

On injecte le pesticide de façon à obtenir 300 $\mu g.L^{-1}$ dans le cours d'eau. Ce traitement peut donner des concentrations relativement élevées d'impureté sous forme de résidus, dont il faut tenir compte dans les considérations toxicologiques globales. Par exemple, parmi les composés donnés au Tableau 6-2, le chlorotrianisène, constituant 11, (jusqu'à 0,05%) est un oestrogène clinique puissant (Mitchell et West 1978), et le phénol déméthylé, 18, (métabolite bien connu du méthoxychlore chez les mammifères (Kapoor *et al.* 1970) (voir Section 4.3)) a été examiné par Bulger et al. (1978b); ce dernier est un puissant inhibiteur de la liaison [^{3}H] oestradiol-17-β. À elles deux, ces impuretés (environ 0,6%) représentent une exposition initiale de 1,8 $\mu g.L^{-1}$ (pour un taux d'application de 300 $\mu g.L^{-1}$); il faut tenir compte de l'intensification possible de l'activité oestrogène due au méthoxychlore.

La contribution des autres imputetés principales aux effets de la préparation sur les organismes visés et non visés est inconnue. En particulier, la proportion de l'isomère o,p, 3, qui est de 3-4% dans les préparations de laboratoire, atteint parfois 9% (Sundaram 1983). La proportion de méthoxychlore oléfinique (constituant 6) signalée dans la dernière étude représentait 0,7% du pesticide. Les préparations de

Tableau 6-3. Composition d'échantillons de méthoxychlore commercial[α].

Composé[β]	1 p,p-DMDT %	2 $AnCHClCCl_3$ %	3 o,p-DMDT %	5 $An_2C=CHCl$ %	6 DMDE %	8 DIMÈRE 1 %	9 DIMÈRE 2 %	11 CTA %	16 TAE %
SANEX-1 LOT 81062501	24,6421	0,2191	1,6124	0,0357	0,0481	0,1111	0,1284	0,0385	0,1115
SANEX-2 LOT 81070602	23,3972	0,2088	1,5836	0,0339	0,0477	0,1074	0,1256	0,0398	0,1338
SANEX-3 LOT 80032503	23,1158	0,0174	1,4670	0,1977	0,0187	0,0263	0,0501	0,0279	0,0635
SANEX-6 LOT 82043005 (1982)	25,224	0,0623	1,3834	0,0927	0,0099	0,0298	0,0314	0,0064	0,0090
GREENLEAF(A) 1979	24,7588	0,3195	2,0712	0,0487	0,0979	0,1196	0,1328	0,0339	0,1379
GREENLEAF(B)[γ] 1982	24,9693	0,3660	2,2955	0,0602	0,1998	0,1281	-	0,0365	0,1027
GREENLEAF(C) 1982	24,4296	0,4354	1,8558	0,0446	0,0751	0,1034	0,1439	0,0248	0,1032
LATERS(A) 1982	24,6237	0,3897	2,4093	0,0517	0,1149	0,1518	0,1808	0,0541	0,1272
LATERS(B) 1979	23,1240	0,5506	2,0443	0,0411	0,8439	0,1428	-	TRACE[δ]	TRACE

[α] Exprimé en pourcentage (w/v) de l'ensemble la préparation commerciale de concentré émulsifiable à 25%. Tous les pourcentages ont été corrigés avec un étalon interne (West 1982).

[β] Voir le Tableau 6-2 pour le nom des composés numérotés.

[γ] Cet échantillon contient 12,12% de phtalate de dibutyle. Il présente aussi une concentration anormalement élevée de DMDD.

[δ] TRACE < 0,005%.

concentré émulsifiable semblent contenir au départ 0,1-0,2% d'oléfine de méthoxychlore oléfinique (0,4-0,8% dans le produit technique). Le constituant 6 est le principal produit de décomposition par photo-oxydation et par déshydrochloration suivant des mécanismes à radicaux libres (Wolfe et al. 1976). On développera les conséquences de ces phénomènes aux Sections 2 et 4.

Concentré émulsifiable

La matrice utilisée pour injecter le concentré émulsifiable n'est décrite en détail dans aucune étude. En plus du méthoxychlore, deux autres constituants sont présents: 1) le solvant, normalement un mélange de xylènes, bien qu'on utilise à l'occasion du "fuel oil" comme diluant et 2) un agent tensio-actif. La nature du solvant et de l'émulsifiant joue un rôle déterminant dans les processus de transfert micelle → eau et micelle → particule de sédiment. Selon certaines études, les agents tensio-actifs ne sont pas toxiques pour certaines espèces (Moffett et Morton 1973), alors que la matrice de fuel oil l'était lors des premières recherches portant sur le méthoxychlore (Wallace et al. 1973).

6.3.3 MÉCANISMES DE DÉGRADATION DU MÉTHOXYCHLORE

6.3.3.1 Processus d'élimination à partir de l'eau, du biote et des sédiments

Du point de vue chimique, le méthoxychlore est une molécule ambiphile extrêmement réactive qui réagit à la fois avec des agents oxydants et réducteurs pendant sa dégradation. Ainsi, les systèmes d'oxydases à fonction multiple (OFM) dégradent rapidement le méthoxychlore. Ces systèmes existent aussi dans le poisson et expliquent vraisemblablement le faible facteur de bioconcentration (taux d'élimination rapide) observé (Kenaga 1980). L'élimination du méthoxychlore par l'action des microbes ou par des mécanismes auxquels participent des systèmes chimiques et biologiques combinés, particulièrement ceux des matéraux humiques, est mal définie.

Dans le présent système, la sédimentation nette (c'est-à-dire adsorption et incorporation dans la matière déposée) pourrait constituer le principal "puits". La fixation irréversible (conjugaison nette), ainsi que l'oxydation et la réduction abiotiques (sédiments anoxiques) pourraient donc devenir les principaux processus d'élimination. Enfin, l'identification des produits de décomposition (c'est-à-dire le dérivé oléfinique) dans les sédiments pourrait expliquer la disparition rapide du méthoxychlore décelable dans les systèmes hydrographiques de la rivière Athabasca et de la rivière Saskatchewan-Nord.

La déshydrochloration par hydrolyse dans l'eau et les sédiments est négligeable. La constante de vitesse de l'hydrolyse (k^h) près du pH *in vivo* (pH 7) est d'environ 2×10^{-8} sec^{-1}, soit une demi-vie d'environ un

an (Wolfe et al. 1976). La photolyse simple et directe est aussi un processus lent en solution aqueuse dans des conditions normales d'exposition solaire. Par exemple à 34° de latitude nord, il faut 300 heures de lumière solaire directe correspondant à l'éclairage de midi pour qu'il y ait décomposition de 50% du produit exposé (Zepp et al. 1976). Comme la lumière n'atteint que quelques centimètres dans les eaux troubles, la photolyse directe n'est qu'un mécanisme de dégradation secondaire. Certes, il est possible que des processus de sensibilisation photolytique interviennent. Dans plusieurs échantillons d'eau prélevés dans des cours d'eau du sud des États-Unis, on a relevé des demi-vies de seulement 2,2-2,9 heures (Zepp et al. 1976). Dans d'autres cas, on n'a observé aucune photolyse, et l'on présume que des agents photoabsorbants inactifs servaient de filtre. Il faut donc tenir compte du rôle des voies indirectes. La matière organique présente dans l'eau en quantité élevée (matière dissoute et en suspension) pourrait favoriser la photolyse ou servir efficacement de filtre.

Zepp et al. (1976) ont montré que dans les cours d'eau où la photolyse est favorisée, (1) l'agent actif n'était pas de l'oxygène à l'état singulet, et que (2) la lumière de longueur d'onde >400 nm entraîne la décomposition (c'est-à-dire au-delà de l'énergie de transfert jusqu'à l'état triplet du méthoxychlore). Il faut donc expliquer autrement ce phénomène, soit par une réaction faisant intervenir des radicaux libres, initiée par le peroxyde ou par excitation directe de transfert de charge faisant intervenir des chromophores dissous. Ce mécanisme n'a pas encore été élucidé. Toutefois, le produit initial (en milieu aérobie) est toujours constitué principalement du dérivé oléfinique de DMDE. Ensuite, intervient l'oxydation en produits polaires (acide, aldéhyde et phénol). En milieu anaérobie, on obtient du DMDD et de petites quantités de DMDE. Il serait utile d'appliquer des méthodes d'analyse conçues pour doser le dérivé oléfinique afin de déterminer les modes d'élimination du méthoxychlore dans les systèmes de l'Athabasca et de la Saskatchewan; cependant, comme sa solubilité n'est que de 12 $\mu g.L^{-1}$ dans l'eau, le derivé oléfinique sera rapidement sorbé sur les sédiments et sera donc difficile à déceler dans les échantillons d'eau.

Pendant qu'il reste en micelles (ou sous forme d'aérosol avec le xylène) on s'attend que le méthoxychlore forme du DMDE par photolyse en présence d'oxygène et de lumière. La photolyse du méthoxychlore dans le cyclohexane illustre fidèlement ce phénomène (Zepp et al. 1976). L'expérience avait été conçue pour simuler le comportement de minces pellicules de pétrole dans les systèmes aquatiques.

6.3.3.2 Conséquences de la dégradation

Pour illustrer encore plus la complexité des mécanismes de dégradation, on a résumé au schéma II (Figure 6-19) une chaîne de processus biologiques et du processus de transferts de charge par oxydo-réduction intervenant en solution et à la surface des sédiments. Noter la formation de trois produits de dégradation présentant une activité biologique (produits oestrogènes).

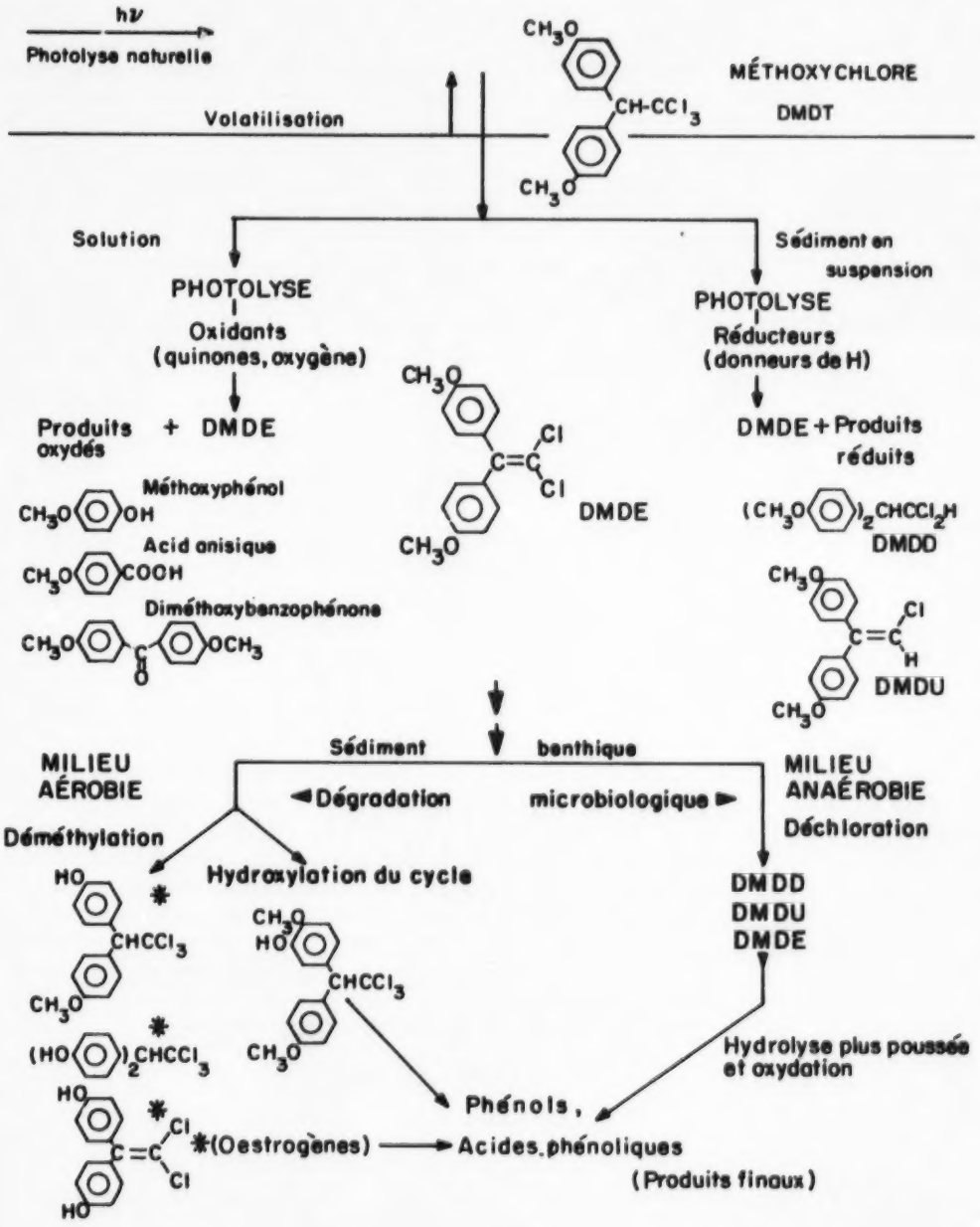


Figure 6-19. Mécanismes de dégradation du méthoxychlore (schéma II).

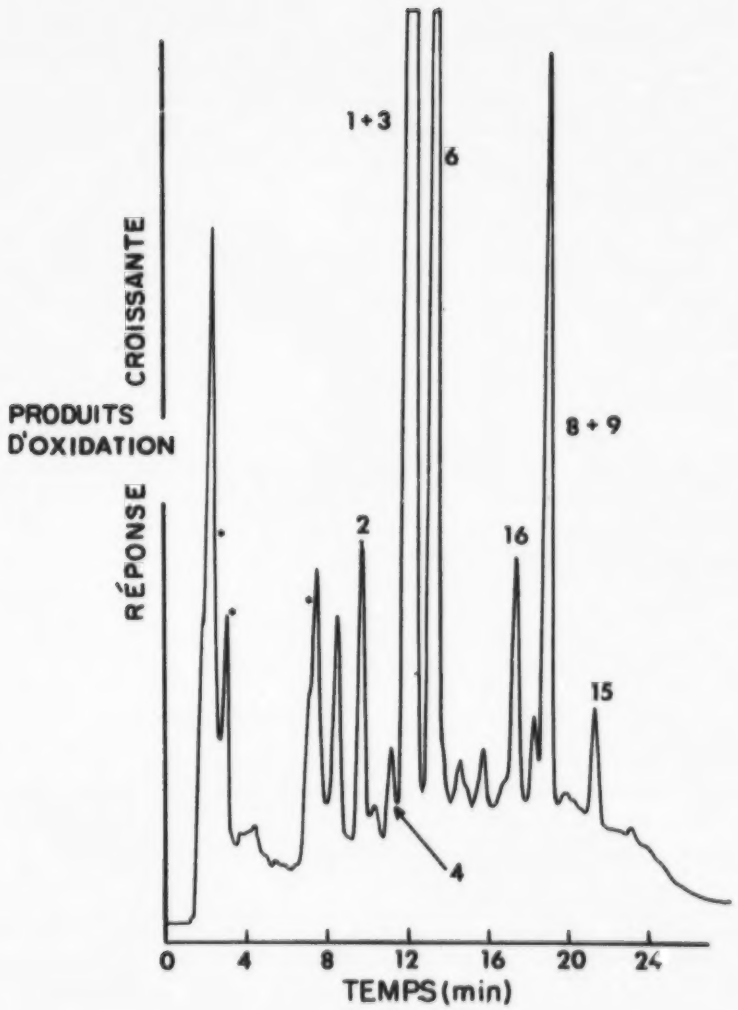
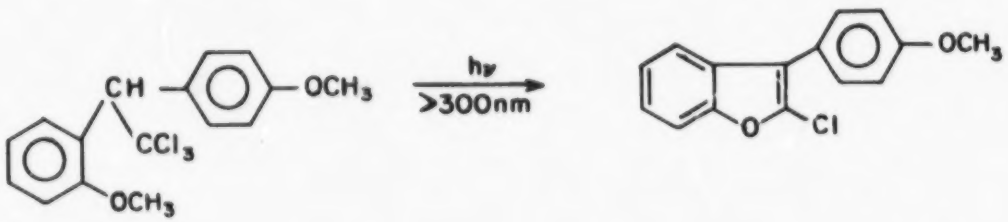


Figure 6-20. Analyse par CLHP en phase inversée des impuretés dans du méthoxychlore exposé en mince pellicule à la lumière du soleil (tiré de West et al. 1982). Voir le Tableau 6-2 pour l'identification des constituants.

Bien qu'on n'ait présenté que quelques-unes des réactions possibles, le schéma II semble déjà complexe. On a conclu qu'il serait difficile, étant donné les limites de détection actuelles, d'identifier toutes les espèces formées à partir du méthoxychlore original. Pour avoir une idée du très grand nombre de constituants, remarquer sur le tracé de chromatographie en phase liquide à haute pression (Figure 6-20) les pics dus aux impuretés après exposition d'une mince pellicule de méthoxychlore à la lumière. Non seulement observe-t-on des produits d'oxydation polaires (court temps de rétention en phase inversée), mais aussi une prolifération d'autres éléments de masse moléculaire élevée. Ce très grand nombre de constituants est en partie attribuable à la dégradation de l'isomère o,p au cours de laquelle interviennent des chlorobenzofuranes (West et Chaudhary 1983). L'un de ces processus est présenté à l'équation [3] ci-dessous:

[3]



Il est clair que tous ces processus n'ont pas la même importance; en effet la volatilisation d'un produit possédant une faible tension de vapeur, comme le méthoxychlore, peut se révéler tout à fait secondaire. Alors que certains produits ont été identifiés avec certitude au cours d'expériences en laboratoire (Wolfe et al. 1976), la caractérisation d'autres substances est spéculative; en effet, ces dernières ont été proposées à partir d'expériences réalisées sur des modèles d'écosystèmes (Kapoor et al. 1970) et leur présence n'a pas encore été signalée dans des systèmes sédimentaires.

REFERENCES

Anderson, R.L. and DeFoe, D.L. 1980. Toxicity and bioaccumulation of endrin and methoxychlor in aquatic invertebrates and fish. Environ. Pollut., Ser. A 22: 111-121.

Andervont, H.B., Shimkin, M.B. and Canter, H.Y. 1960. Susceptibility of seven inbred strains and the F_1 hybrids to estrogen-induced testicular tumours and occurrence of spontaneous testicular tumours in strain BALB/C mice. J. National Cancer Institute. 25: 1069-1081.

Bal, H.S. and Mungkornkarn, P. 1977. Chronic toxicity effects of methoxychlor on the reproduction system of the rat (abstract). In Abstracts of the International Congress on Toxicology. Toronto, Canada. p. 446.

Banas, W. Jr. 1979. Effects of dietary methoxychlor and reduced dissolved oxygen concentrations on growth of rainbow trout. M.Sc. Thesis, Concordia University, Montreal, Que. 70 pp.

Barnhart, R.A. 1969. Effects of certain variables on hematological characteristics of rainbow trout. Trans. Amer. Fish. Soc. 98: 411-418.

Beanlands, G.E. and Duinker, P.N. 1983. An ecological framework for environmental impact assessment in Canada. Institute for Resource and Environmental Studies, Dalhousie University, Halifax. 132 pp.

Beltaos, S. 1980. Mixing and effects of insecticides: a working hypothesis for an analytical model. In Control of Blackflies in the Athabasca River. Edited by W.O. Haufe and G.C.R. Croome. Alberta Environment, Edmonton, Alta. pp. 97-130.

Beltaos, S. and Charnetski, W.A. 1980. Mixing of insecticide: one dimensional analysis of methoxychlor concentration data. In Control of Blackflies in the Athabasca River. Edited by W.O. Haufe and G.C.R. Croome. Alberta Environment, Edmonton, Alta. pp. 123-129.

Benes, V. and Scram, R. 1969. Mutagenic activity of some pesticides in Drosophila melanogaster. Ind. Med. 38: 50-52. (Cited in IARC Monography 1979).

Birkholtz, D.A. 1982. Report on methoxychlor analyses from South Saskatchewan River samples. Appendix V. In The impact of methoxychlor as a blackfly larvicide in the Saskatchewan River. Saskatchewan Research Council. SRC No. C-805-19-E-82.

Bitman, J. and Cecil, H.C. 1970. Estrogenic activity of DDT analogs and polychlorinated biphenyls. J. Agri. Food Chem. 18: 1108-1112.

Booke, H.E. 1964. A review of variations found in fish serum proteins. N.Y. Fish Game J. 11: 47-57.

Bouck, G.R. and Ball, R.C. 1965. Influence of diurnal oxygen pulse on fish serum proteins. Trans. Amer. Fish. Soc. 94: 363-370.

Brower, J.E. and Zar, J.H. 1977. Field and laboratory methods for general ecology. W.C. Brown C. Dubuque, Iowa. 194 pp.

Bulger, W.H., Muccitelli, R.M. and Kupfer, D. 1978a. Interactions of methoxychlor, methoxychlor base-soluble contaminant and 2,2-bis (p-hydroxyphenyl)-1,1,1-trichlorothane with rat uterine estrogen receptor. J. Toxicol. Environ. Health 4: 881-893.

Bulger, W.H., Muccitelli, R.M. and Kupfer, D. 1978b. Studies on the in vivo and in vitro estrogenic activities of methoxychlor and its metabolites. Role of hepatic mono-oxygenase in methoxychlor activation. Biochem. Pharmacol. 27: 2417-2423.

Bulger, W.H., Muccitelli, R.M. and Kupfer, D. 1980. Activation of a proestrogen - methoxychlor DDT analog by hepatic monoxygenase. In Microsomes, Drug Oxidations and Chemical Carcinogenesis. Volume 2. Edited by M.J. Coon et al. Academic Press. pp. 849-852.

Burchfield, H.P. and Storrs, E.E. 1954. Kinetics of insecticidal action based on the photomigration of larvae of Aedes aegypti. Contrib. Boyce Thompson Inst. 17: 439-452.

Burdick, G.E., Dean, H.J., Harris, E.J., Skea, J., Frisa, C. and Sweeney, C. 1968. Methoxychlor as a blackfly larvicide - persistence of its residues in fish and its effects on stream arthropods. N.Y. Fish Game J. 15: 121-142.

Burlington, R.F. 1962. Quantitative biological assessment of pollution. J. Water Pollut. Control Fed. 34: 179-183.

Byrtus, G. 1981a. Athabasca River Monitoring Program - 1979. Pollution Control Division, Alberta Environment. 69 pp.

Byrtus, G. 1981b. Athabasca River Monitoring Program - 1980. Pollution Control Division, Alberta Environment. 61 pp.

Byrtus, G. 1982. Athabasca River Monitoring Program - 1981. Pollution Control Division, Alberta Environment. 61 pp.

Cairns, J. (ed.). 1982. Artificial Substrates. Ann Arbor Science, Ann Arbor, Mich. 279 pp.

Cairns, J. and Kaesler, R.L. 1969. Cluster analysis of Potomac River survey stations based on protozoan present - absence data. Hydrobiologia 34: 414-432.

Cecil, H.C., Harris, S.J., Bitman, J. and Reynolds, P. 1975. Estrogenic effects and liver microsomal activity of technical methoxychlor and technical 1,1,1-trichloro-2, 2-bis (p-chlorophenyl) ethane in sheep. J. Agric. Food Chem. 23: 401-403.

Charnetski, W.A. 1980. Methoxychlor residue check sample study for water, fish muscle and fish oil. In Control of black flies in the Athabasca River. Edited by W.O. Haufe and G.C.R. Croome. Alberta Environment, Edmonton, Alta. pp. 93-96.

Charnetski, W.A. and Currie, R.A. 1980. Pretreatment background insecticide and PCB residues and post-treatment methoxychlor insecticide residues in fish from the Athabasca River. In Control of black flies in the Athabasca River. Edited by W.O. Haufe and G.C.R. Croome. Technical Report, Alberta Environment, Edmonton, Atla. pp. 75-87.

Charnetski, W.A. and Depner, K.R. 1980. Distribution and persistance of methoxychlor in Athabasca River mud and bedload. In Control of black flies in the Athabasca River. Edited by W.O Haufe and G.C.R. Croome. Alberta Environment, Edmonton, Alta. pp. 63-73.

Charnetski, W.A., Currie, R.A. and Calder, L. 1980a. Methoxychlor, organochlorine, and organophosphorus insecticides and unidentified hydrocarbon residues in bed material of Lake Athabasca and the Athabasca Delta. In Control of black flies in the Athabasca River. Edited by W.O. Haufe and G.C.R. Croome. Alberta Environment, Edmonton, Alta. pp. 89-92.

Charnetski, W.A., Depner, K.R. and Beltaos, S. 1980b. Distribution and persistence of methoxychlor in Athabasca River water. In Control of black flies in the Athabasca River. Edited by W.O. Haufe and G.C.R. Croome. Alberta Environment, Edmonton, Alta. pp. 39-61.

CNRC. 1977. Fénitrothion: effets à long terme de son utilisation dans les écosystèmes forestiers - situation actuelle. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement. Conseil national de recherches Canada. CNRC n^{o} 16074.

CNRC. 1982. Polychlorodibenzo-p-dioxines: critères relatifs à leurs effets sur l'homme et son environnement. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement. Conseil national de recherches Canada. CNRC n° 18575.

CNRC. 1983a. Aminocarbe: effets de son utilisation sur la forêt et l'environnement. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement. Conseil national de recherches Canada. CNRC n° 18980.

CNRC. 1983b. Insectes piqueurs au Canada: effets sur la santé et conséquences économiques. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement. Conseil national de recherches Canada. CNRC n° 19249.

Cope, O.B. 1965. Sports fisheries investigations. In Effects of pesticides on fish and wildlife. U.S. Fish Wildl. Serv. Pub. 226: 51-63.

Cummins, K.W. 1974. Structure and function of stream ecosystems. BioScience 24: 631-641.

Cummins, K.W. 1975. Macroinvertebrates. In River Ecology. Edited by R.A. Whitton, University of California Press. pp. 170-198.

Cummins, K.W. and Klug, M.J. 1979. Feeding ecology of stream invertebrates. Annu. Rev. Ecol. Syst. 10: 147-172.

Davis, K.J. 1969. Histopathological diagnosis of lesions noted in mice fed DDT or methoxychlor (prepared as a memorandum to W. Hansen, Food and Drug Administration, Washington, D.C. on January 30, 1969).

DeAngelis, D.L. 1980. Energy flow, nutrient cycling, and ecosystem resilience. Ecology 61: 764-771.

Degraeve, N., Montschen, J., Montschen-Dahmen, M., Gilot-Delhalle, J., Honbrecht, N. and Colizzi, A. 1977. Cytogenetic and genetic effects of Phosan-plus. Mutat. Res. 46: 204. (abstract 20).

Deichmann, W.B., Keplinger, M., Sales, F. and Glass, E. 1967. Synergism among oral carcinogens. IV. The simultaneous feeding of four tumorigens to rats. Toxicol. Appl. Pharmacol. 11: 88-103.

Depner, K.R., Charnetski, W.A. and Haufe, W.O. 1980. Effect of methoxychlor on resident populations of the invertebrates of the Athabasca River. In Control of black flies in the Athabasca River. Edited by W.O. Haufe and G.C.R. Croome. Technical Report, Alberta Environment, Edmonton, Alta. pp. 141-150.

Dixon, G. 1982. Information submitted to Panel. Dept. of Biology, University of Waterloo, Waterloo, Ont.

Edwards, R.W., Hughes, B.D. and Read, M.W. 1975. Biological survey in the detection and assessment of pollution. In The Ecology of Resource Degradation and Renewal. Edited by M.J. Chadwick and G.T. Goodman. 15th Symposium of the British Ecological Society, Blackwell Scientific Publications, Oxford. pp. 139-156.

Eisenreich, S.J., Hollod, G.J., Johnson, T.C. and Evans, J. 1980. Polychlorinated biphenyl and other microcontaminant - sediment interactions in Lake Superior. In Contaminants and Sediments Volume 1. Fate and transport, case studies, modelling, toxicity. Edited by R.A. Baker, Ann Arbor Science, Ann Arbor Mich. pp. 67-94.

Eisler, R. 1970. Factors affecting pesticide-induced toxicity in an estuarine fish. U.S. Bureau Sport Fish. Wildl. Tech. Pap. 45. 22 pp.

Emanuel, W.R., West, D.C. and Shugart, H.H. Jr. 1978. Spectral analysis of forest model time series. Ecol. Model. 4: 313-326.

EPA. 1983. Multi media risk assessment for methoxychlor, Volumes I and II. Prepared for the U.S. EPA Office of Research and Development. Cincinnati, Ohio, 45268.

FAO/WHO. 1963. 1962 Evaluations of some pesticide residues in food. pp. 59-62.

FAO/WHO. 1965. 1964 Evaluations of some pesticide residues in food. pp. 144-147.

FAO. 1977. Pesticide residues in food: 1977 Evaluations FAO Plant Production and Protection Paper 10 Sup. pp. 359-361.

Feltz, H.R. 1980. Significance of bottom material data in evaluating water quality. In Contaminants and sediments Volume 1: Fate and Transport, Case Studies Modelling, and Toxicity. Edited by R.A. Baker, Ann Arbor Science, Ann Arbor, Mich. pp. 271-287.

Feltz, H.R. and Culbertson, J.K. 1972. Sampling procedures and problems in determining pesticide residues in the hydrologic environment. Pest. Monit. J. 6: 3.

Finn, J.T. 1976. Measures of ecosystem structure and function derived from analysis of flows. J. Theor. Biol. 56: 363-380.

Finn, J.T. 1980. Flow analysis of models of the Hubbard Brook ecosystem. Ecology 61: 562-571.

Fisher, A.L., Keasling, H.H. and Schueler, F.W. 1952. Estrogenic action of some DDT analogs. Proc. Soc. Exp. Biol. Med. 81: 439.

Fisher, S.G. and Likens, G.W. 1973. Energy flow in Bear Brook, New Hampshire: an integrative approach to stream ecosystem metabolism. Ecol. Monogr. 43: 421-439.

Flannagan, J.F., Townsend, B.E., de March, B.G.E., Friesen, M.K. and Leonhard, S.L. 1979. The effect of an experimental injection of methoxychlor on aquatic invertebrates: accumulation, standing crop, and drift. Can. Ent. 111: 73-89.

Flannagan, J.F., Townsend, B.E., de March, B.G.E., Friesen, M.K. and Leonhard, S.H. 1980a. Effects of an experimental injection of methoxychlor in 1974 on aquatic invertebrates: accumulation, standing crop, and drift. In Control of black flies in the Athabasca River. Edited by W.O. Haufe and G.C.R. Croome. Technical Report, Alberta Environment, Edmonton, Alta. pp. 131-139.

Flannagan, J.F., Townsend, B.E. and de March, B.G.E. 1980b. Acute and long term effects of methoxychlor larviciding on the aquatic invertebrates of the Athabasca River, Alberta. In Control of black flies in the Athabasca River. Edited by W.O. Haufe and G.C.R. Croome. Technical Report, Alberta Environment, Edmonton, Alta. pp. 151-158.

Flannagan, P.M. and Flannagan, J.F. 1982. Present distribution and the post-glacial origin of the Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera of Manitoba. Manitoba Dep. Nat. Resource, Fish, Tech. Rep. 82-1. 79 pp.

Frear, D.E.H. and Boyd, J.E. 1967. Use of Daphnia magna for the micro-bioassay of pesticides. I. Development of standardized techniques for rearing Daphnia and preparation of dosage-mortality curves for pesticides. J. Econ. Entomol. 60: 1228-1236.

Fredeen, F.J.H. 1972. Reactions of the larvae of three rheophilic species of Trichoptera to selected insecticides. Can. Ent. 104: 945-953.

Fredeen, F.J.H. 1974. Tests with single injections of methoxychlor black fly (Diptera: Simuliidae) larvicides in large rivers. Can. Ent. 106: 285-305.

Fredeen, F.J.H. 1975. Effects of a single injection of methoxychlor black fly larvicide on insect larvae in a 161-km (100 mile) section of the North Saskatchewan River. Can. Ent. 107: 807-817.

Fredeen, F.J.H. 1982. Trends in numbers of aquatic invertebrates in a large Canadian River during four years of black fly larviciding with methoxychlor (Diptera:Simuliidae). Accepted for publication in Quaest. Entomol., Vol. 19.

Fredeen, F.J.H., Saha, J.G. and Balba, M.H. 1975. Residues of methoxychlor and other chlorinated hydrocarbons in water, sand and selected fauna following injections of methoxychlor black fly larvicide into the Saskatchewan River in 1972. Pestic. Monit. J. 8: 241-246.

Freeman, D.H. and Cheung, L.S. 1981. A gel partition model for organic desorption from a pond sediment. Science 214: 790-792.

Friesen, M.K. 1979. Toxicity testing using eggs of the burrowing mayfly Hexagenia rigida (Ephemeroptera = Ephemeridae), with methoxychlor as toxicant. Proc. Fifth Annual Aquatic Toxicity Workshop, Hamilton, Ontario, Nov. 7-9, 1978. Fish. Mar. Serv. Tech. Rep. 862: 266-277.

Gardner, D.R. 1973. The effect of some DDT and methoxychlor analogs on temperature selection and lethality in brook trout fingerlings. Pestic. Biochem. Physiol. 2: 437-446.

Gardner, D.R. and Bailey, J.R. 1975. Methoxychlor: its effects on environmental quality. Associate Committee on Scientific Criteria for Environmental Quality. National Research Council of Canada. NRCC No. 14102. 164 pp.

Gellert, R.J. and Wilson, C. 1979. Reproduction function in rats exposed prenatally to pesticides and polychlorinated biphenyls (PCB). Environ. Res. 18: 437-443.

Gellert, R.J., Heinrichs, W.L. and Swerdleff, R. 1974. Effects of neonatally-administered DDT homologs on reproductive function in male and female rats. Neuroendocrinology. 16: 89-94.

Goodman, D. 1975. The theory of diversity-stability relationships in ecology. Q. Rev. Biol. 50: 237-266.

Grant, B.F. and Mehrle, P. 1968. Serum analysis of cutthroat trout exposed chronically to methoxychlor. Progress in Sport Fisheries Research, U.S. Bur. Sport Fish. Wildl. 77: 99-100.

Grant, E.L., Mitchell, R.H., West, P.R., Mazuch, L. and Ashwood-Smith, M.J. 1976. Mutagenicity and putative carcinogenicity tests of several polycyclic aromatic compounds associated with impurities of the insecticide methoxychlor. Mutat. Res. 40: 225-228.

Gray, J.S. 1979. Pollution-induced changes in populations. Philos. Trans. R. Soc. London, Ser. B. 286: 545-561.

Green, R.H. 1978. Optimal impact study design and analysis. In Biological data in water quality assessment. Edited by K.L. Dickinson, J. Cairns, Jr., and R.J. Livingston. Am. Soc. Test. Mater., STP Philadelphia. pp. 3-28.

Hansen, D.J. and Parrish, P.R. 1977. Suitability of sheepshead minnows (Cyprinodon variegatus) for life-cycle toxicity tests. In Aquatic toxicology and hazard evaluation. ASTM STP 634. Edited by F.L. Mayer and J.L. Hamelink. Am. Soc. Test. Mater., Philadelphia. pp. 117-126.

Hansen, L.G., Kapoor, I.P. and Metcalf, R.L. 1972. Biochemistry of selective toxicity and biodegradability: comparative O-dealkylation by aquatic organisms. Comp. Gen. Pharmacol. 3: 339-344.

Harris, S.J., Cecil, H.C. and Bitman, J. 1974. Effect of several dietary levels of technical methoxychlor on reproduction in rats. J. Agr. Food Chem. 22: 969-973.

Haufe, W.O. 1980. Control of blackflies in the Athabasca River. Evaluations and Recommendations. Alberta Environment, Edmonton, Alta.

Haufe, W.O. and Croome, G.C.R. (ed.) 1980. Control of blackflies in the Athabasca River. Alberta Environment Edmonton, Alta. 241 pp.

Haufe, W.O., Depner, K.R. and Charnetski, W.A. 1980a. Impact of methoxychlor on drifting aquatic invertebrates. In Control of black flies in the Athabasca River. Edited by W.O. Haufe and G.C.R. Croome, Alberta Environment, Edmonton, Alta. pp. 159-168.

Haufe, W.O., Depner, K.R. and Kozub, G.C. 1980b. Parameters for monitoring displacement of drifting aquatic invertebrates. In Control of blackflies in the Athabasca River. Edited by W.O. Haufe and G.C.R. Croome, Alberta Environment, Edmonton, Alta. pp. 169-181.

Helson, B.V. and West, A.S. 1978. Particulate formulations of abate and methoxychlor as black fly larvicides: their selective effects on stream fauna. Can. Ent. 110: 591-602.

Hodge, H.C., Maynard, E.A. and Blanchet, H.J. Jr. 1952. Chronic oral toxicity tests of methoxychlor (2,2-di-(p-methoxyphenyl)-1, 1, trichloro-ethane) in rats and dogs. J. Pharmacol. Exp. Ther. 104: 60-66.

Hodge, H.C., Maynard, E.A., Downs, W.L., Ashton, J.K. and Salerno, L.L. 1966. Tests on mice for evaluating carcinogenicity. Toxicol. Appl. Pharmacol. 9: 583-596.

Hurlbert, S.H. 1971. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. Ecology 52: 577-586.

IARC. 1979. IARC Monographs on the evaluation of carcinogenic risk of chemicals to humans. 20: 259-281.

Jackson, C., Lindahl, I.L., Reynolds, P. and Sidwell, G.M. 1975. Effects of methoxychlor and malathion on semen characteristics of rams. J. Anim. Sci. 40: 514-517.

Kapoor, I.P., Metcalfe, R.L., Nystrom, R.F. and Sangha, G.K. 1970. Comparative metabolism of methoxychlor, methiochlor and DDT in mouse insects and in a model ecosystem. J. Agr. Food Chem. 18: 1145-1152.

Karickhoff, S.W. 1980. In Contaminants and sediments. Vol. 2. Edited by R.A. Baker. Ann Arbor Science, Ann Arbor, Mich. pp. 193-205.

Karickhoff, S.W., Brown, D.S. and Scott, T.A. 1978. Sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments. Water Res. 13: 241-248.

Katz, M. 1961. Acute toxicity of some organic insecticides to three species of salmonids and to the threespine stickleback. Trans. Am. Fish. Soc. 90: 264-268.

Kenaga, E.E. 1980. Correlation of bioconcentration factors of chemicals in aquatic and terrestrial organisms with their physical and chemical properties. Environ. Sci. Tech. 14: 553.

Kennedy, W.A. and Sprules, W.M. 1967. Goldeye in Canada. Fish. Res. Board Can. Bull. 161. 45 pp.

Kennedy, H.D., Eller, L.L. and Walsh, D. 1970. Chronic effects of methoxychlor on bluegills and aquatic invertebrates. U.S. Bureau Sport Fish. Wildl. Tech. Pap. 53. 18 pp.

Khera, K.S., Whalen, C. and Trivett, G. 1978. Teratogenicity studies on linuron, malathion and methoxychlor in rats. Toxicol. Appl. Pharmacol. 45: 435-444.

Knapek, R. and Lakota, S. 1974. Biological testing to determine toxic effects of pesticides in water. Tagungsber., Akad. Landwirtsch. - Wiss. DDR. Berlin 126: 105-109.

Korn, S. and Earnest, R. 1974. Acute toxicity of twenty insecticides to striped bass Morone saxatilis. Calif. Fish Game 60: 128-131.

Kupfer, D. and Bulger, W.H. 1979. A novel in vitro method for demonstrating proestrogens. Metabolism of methoxychlor and o, p'DDT by liver microsomes in the presence of uteri and effects of intracellular distribution of estrogen receptors. Life Sci. 25: 975-984.

Lakota, S. 1974. The toxic action of methoxychlor on some aquatic organisms. Tag. Ber., Akad. Landwirtsch. - Wiss. DDR. Berlin 126: 111-115.

Lamoureux, C.H. and Feil, V.J. 1980. Gas chromatographic and mass spectrometric characterization of impurities in technical methoxychlor. J. Assoc. Off. Anal. Chem. 63: 1007-1037.

Lee, J.H., Sylvester, J.R. and Nash, C.E. 1975. Effects of mirex and methoxychlor on juvenile and adult striped mullet Mugil cephalus. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 14: 180-186.

Lee, R., Davies, J.M., Freeman, H.C., Ivanovici, A., Moore, M.N., Stegeman, J. and Uthe, J.F. 1980. Biochemical techniques for monitoring biological effects of pollution in the sea. Biochemistry panel report. Rapp. P.-V. Réun. Cons. Int. Explor. Mer. 179: 48-55.

Lehman, A.J. 1952. Chemicals in foods: a report to the Association of Food and Drug Officials on current developments. II. Pesticides. V. Pathology. Bull. Assoc. Food Drug Off. US. 16: 126-132.

Lehman, A.J. 1965. Summaries of pesticide toxicity. Food and Drug Administration, U.S. Department of Health, Education and Welfare, Washington, D.C. U.S. Government Printing Office. pp. 29-31.

Lehmkuhl, D.M. 1982. The impact of methoxychlor on non-target organisms in the Saskatchewan River with emphasis on long-term effects and the effectiveness of reduced dosages. Prepared for Saskatchewan Agriculture. 54 pp.

Lehmkuhl, D.M. 1981. Report on the impact of methoxychlor on non-target organisms in the Saskatchewan River. Appendix III. In The impact of methoxychlor as a blackfly larvicide in the Saskatchewan River. Saskatchewan Research Council. SRC No. C-805-19-E-82.

Lewis, J.R. 1978. The implications of community structure for benthic monitoring studies. Mar. Pollut. Bull. 9: 64-67.

Lloyd, M., Zar, J.H. and Karr, J.R. 1968. On the calculation of information -- theoretical measures of diversity. Am. Midl. Nat. 72: 257-272.

Lockhart, W.L. 1980. Methoxychlor studies with fish: Athabasca River exposures and experimental exposures. In Control of black flies in the Athabasca River. Edited by W.O. Haufe and G.C.R. Croome. Alberta Environment, Edmonton, Alta. pp. 183-196.

Lockhart, W.L. 1982. Methoxychlor in Saskatchewan River fish and invertebrates. Appendix IV. In The Impact of methoxychlor as a blackfly larvicide in the Saskatchewan River. Saskatchewan Research Council. SRC No. C-805-19-E-82.

Lockhart, W.L., Metner, D.A. and Solomon, J. 1977. Methoxychlor residue studies in caged and wild fish from the Athabasca River, Alberta, following a single application of black fly larvicide. J. Fish. Res. Board Can. 34: 626-632.

Long, Eleanor, L. 1973. Review of microslides from mice and rats treated by dietary administration of methoxychlor. Environmental Protection Agency. Pesticide Petition 9F0768. Unpublished data.

Macek, K.J., Hutchinson, C. and Cope, O.B. 1969. Effects of temperature on the susceptibility of bluegills and rainbow trout to selected pesticides. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 4: 174-183.

Macklin, A.W. and Ribelin, W.E. 1971. The relation of pesticide to abortion in dairy cattle. J. Am. Vet. Med. Assoc. 159: 17-43.

Marshall, J.S. and Mellinger, D.L. 1980. Dynamics of cadmium-stressed plankton communities. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 403-414.

Marshall, W.K. and Roberts, J.R. 1978. Ecotoxicology of Chlorpyrifos. Associate Committee on Scientific Criteria for Environmental Quality, National Research Council of Canada. NRCC No. 16079. 314 pp.

Matthews, R.A., Buikema, A.L., Jr., Cairns, J., Jr. and Rodgers, J.H., Jr. 1982. Biological Monitoring. Part IIA - Receiving system functional methods, relationships and indices. Water Res. 16: 129-139.

McCormick, J.H., Jones, B.R. and Hokanson, K.E.F. 1977. White sucker (Catostomus commersoni) embryo development, and early growth and survival at different temperatures. J. Fish. Res. Board Can. 34: 1019-1025.

Merna, J.W. and Eisele, P.J. 1973. The effects of methoxychlor on aquatic biota. U.S. Environmental Protection Agency Rep. No. EPA-R3-73-046. 59 pp.

Merna, J.W., Bender, M.E. and Novy, J.R. 1972. Effects of methoxychlor on fishes. I. Acute toxicity and breakdown studies. Trans. Amer. Fish. Soc. 101: 298-301.

Metcalf, R.L., Reinbold, K.A., Sanborn, J.R., Childers, W.F., Bruce, W.N. and Coats, J. 1974. Comparative biochemistry, biodegradability and toxicity of DDT and carbofuran analogs. Univ. III., Urbana-Champaign, Water Resour. Cent. Pub. No. 95. 45 p. (NTIS Pub. No. PB-239-252)

Mitchell, R.H., Mazuch, L., Shell, B. and West, P.R. 1978. Constituents of commercial methoxychlor. The mechanism of tetra-anisylethylene formation unsym tetra arylethylenes: synthesis from D.T. class pesticides and conversion to phenanthrenes and bibenzo [gp] chrysenes. Can. J. Chem. 56: 1246-1252.

Mitchell, R.H. and West, P.R. 1978. Contamination of the pesticide methoxychlor with the estrogen chlorotrianisene. Chem. Ind. p. 581.

Moffett, J.V. and Morton, H.L. 1973. Surfactants in water drown honeybees. Environ. Entomol. 2: 227-231.

Morrison, A.B. 1971. The Canadian approach to acceptable daily intakes of mercury in foods. Proceedings of the Symposium on Mercury in Man's Environment. Feb. 15-16. R. Soc. Can. Ottawa, Ontario. pp. 157-164.

Mulcahy, M.F. 1975. Fish blood changes associated with disease: a hematological study of pike lymphoma and salmon ulcerative dermal necrosis. In The Pathology of fishes. Edited by W.E. Ribelin and G. Migaki. University of Wisconsin Press, Madison. pp. 925-944.

Murray, R.B. and Jackson, R. 1982. Athabasca River blackfly monitoring and abatement program, 1981. Treval Environmental Applications Ltd. February, 1982. 78 pp.

National Cancer Institute. 1978. Bioassay of methoxychlor for possible carcinogenicity (Technical Report Series No. 35), DHEW Publications No. (NIH) 78-835, Washington, D.C. U.S. Department of Health, Education and Welfare.

Neely, W.B., Branson, D.R. and Blau, G.E. 1974. Partition constant to measure bioconcentration potential of organic chemicals in fish. Environ. Sci. Technol. 8: 1113-1115.

Nelson, A.A. 1951. Pathological changes produced in rats by feeding of methoxychlor at levels up to 0.2% of diet for 2 years. Prepared as a memorandum to A.J. Lehman. Food and Drug Administration, Washington, D.C.

Nelson, J.A. 1974. Effects of dichlorophenyl trichloro-ethane (DDT) analogs and polychlorinated biphenyl (PCB) mixtures on 17B-(^{3}H) estradiol binding to rat uterine receptor. Biochem. Pharmacol. 23: 447.

Nelson, J.A., Struck, R.F. and James, R. 1976. Estrogenically-active forms of o, p'-DDT and methoxychlor. Pharmacologist 18: 247.

Nelson, J.A., Struck, R.F. and James, R. 1978. Estrogenic activities of chlorinated hydrocarbons. J. Toxicol. Environ. Health. 4: 325-339.

NRCC. 1977. Fenitrothion: The long term effects of its use in forest ecosystems - Current Status. Associate Committee on Scientific Criteria for Environmental Quality. National Research Council of Canada. NRCC No. 15389.

NRCC. 1981. Polychlorinated dibenzo-ρ-dioxins. I. Criteria for environmental quality. Associate Committee on Scientific Criteria for Environmental Quality. National Research Council of Canada. NRCC No. 18574.

NRCC. 1982a. Aminocarb: The effects of its use on the forest and the human environment. Associate Committee on Scientific Criteria for Environmental Quality. National Research Council of Canada. NRCC No. 18979.

NRCC. 1982b. Biting flies in Canada: health effects and economic consequences. Associate Committee on Scientific Criteria for Environmental Quality. National Research Council of Canada. NRCC No. 19248.

Odum, H.T., Kemp, W., Sell, M., Boynton, W. and Lehman, M. 1977. Energy analysis and the coupling of man and estuaries. Environ. Manag. 1: 297-315.

Oladimeji, A.A. and Leduc, G. 1975. Effects of dietary methoxychlor on the food maintenance requirements of brook trout. Prog. Water Technol. 7: 587-598.

O'Neill, R.V. 1976. Ecosytem persistence and heterotrophic regulation. Ecology 57: 1244-1253.

Ousterhout, J.M., Struck, R.F. and Nelson, J.A. 1979. Estrogenic properties of methoxychlor metabolites. Fed. Proc., Fed. Am. Soc. Exp. Biol., 38 (3 Part 1). p. 537.

Parrish, P.R., Dyar, E.E., Lindberg, M.A., Sanika, C.M. and Enos, J.M. 1977. Chronic toxicity of methoxychlor, malathion and carbofuran to sheepshead minnnow (Cyprinodon variegatus). Environ. Prot. Agency (U.S.) Rep. No. EPA-600/3-77-059. 36 pp.

Peet, R.K. 1974. The measurement of species diversity. Annu. Rev. Ecol. Syst. 5: 285-307.

Peterson, R.H. 1973. Temperature selection of Atlantic salmon (Salmo salar) and brook trout (Salvelinus fontinalis) as influenced by various hydrocarbons. J. Fish. Res. Board Can. 30: 1091-1097.

Pickering, A.D. (ed.). 1981. Stress and Fish. Academic Press, London. 367 pp.

Pielou, E.C. 1977. Mathematical Ecology. John Wiley and Sons, Inc., New York, N.Y. 385 pp.

Poole, D.C., Simmon, V.F. and Newell, G.W. 1977. In vitro mutagenic activity of fourteen pesticides. Toxicol. Appl. Pharmacol. 41: 196. (abstract 155).

Radomski, J.L., Deichmann, W.B., MacDonald, W.E. and Glass, E.M. 1965. Synergism among oral carcinogens. I. Results of the simultaneous feeding of four tumorigens to rats. Toxicol. Appl. Pharmacol. 7: 652-656.

Ravert, J. and Parke, G.S.E. 1977. Investigation of teratogenic, toxic potential of methoxychlor in rats. Cannon Laboratories, Inc. (Unpublished data, 1976; cited in FAO/WHO).

Reinbold, K.A., Kapoor, I.P., Childers, W.F., Bruce, W.N. and Metcalf, R.L. 1971. Comparative uptake and biodegradability of DDT and methoxychlor by aquatic organisms. Bull. Illinois Nat. Hist. Surv. 30: 405-417.

Rettich, F. 1977. The susceptibility of mosquito larvae to eighteen insecticides in Czechoslovakia. Mosq. News 37: 252-257.

Reuber, M.D. 1979a. Carcinomas of the liver in Osborne-Mendel rats ingesting methoxychlor. Life Sc. 24: 1367-1372.

Reuber, M.D. 1979b. Interstitial cell carcinomas of the testis in Balb/c male mice ingesting methoxychlor. J. Cancer Res. Clin. Oncol. 93: 173-179.

Reuber, M.D. 1980. Carcinogenicity and toxicity of methoxychlor. Environ. Health Perspect. 36: 205-219.

Roberts, J.R., McGarrity, J.T. and Marshall, W.K. 1981. An introduction to process analyses and their use in preliminary screens of chemical persistence - Part II. A screen for the relative persistence of lipophilic organic chemicals in aquatic ecosystems - An analysis of the role of a simple computer model in screening. Associate Committee on Scientific Criteria for Environmental Quality. National Research Council of Canada. NRCC No. 18570.

Sanders, H.O. 1969. Toxicity of pesticides to the crustacean Gammarus lacustris. U.S. Bureau Sport Fish. Wildl. Tech. Pap. 25. 18 pp.

Sawchyn, W.W. 1982. The impact of methoxychlor as a blackfly larvicide in the Saskatchewan River. Saskatchewan Research Council. SRC No. C-805-19-E-82.

Schneller, G.H. and Smith, G.B.L. 1948. Unsymmetrical analogs of DDT. J. Am. Chem. Soc. 70: 4057-4059.

Scott, W.B. and Crossman, E.J. 1973. Freshwater Fishes of Canada. Fish. Res. Board Can. Bull. 184. 966 pp.

Sebastien, R.L. and Lockhart, W.L. 1980. Influence of formulation on toxicity and rate of uptake of methoxychlor in rainbow trout. In Control of blackflies in the Athabasca River. Edited by W.O. Haufe and G.C.R. Croome. Alberta Environment, Edmonton, Alta. pp. 197-199.

Sebastien, R.L. and Lockhart, W.L. 1981. The influence of formulation on toxicity and availability of a pesticide (methoxychlor) to blackfly larvae (Diptera: Simuliidae) and some non-target aquatic insects and fish. Can. Ent. 113: 281-293.

Shirley, D.A. 1969. (to Dupont). U.S. Patent No. 2,477,665, August 2, 1949.

Snieszko, S.F. 1972. Nutritional fish disease. In Fish nutrition. Edited by J.E. Halver. Academic Press, London. pp. 403-437.

Sneath, P.H. and Sokal, R.R. 1973. Numerical taxonomy: the principles and practice of numerical classification. W.H. Freeman, San Francisco. 573 pp.

Sprague, J.B. 1971. Measurement of pollutant toxicity to fish. III. Sublethal effects and safe concentrations. Water Res. 5: 245-266.

Sundaram, K.M.S. 1973. Persistence studies of insecticides: I. Aerial application of methoxychlor for control of white pine weevil in Ontario. For. Ser. Environ. Can. Info. Rep. CC-X-57.

Swedberg, D. 1967. Chronic effects of methoxychlor in cutthrout trout at Jackson. Progress in Sport Fisheries Research, U.S. Bur. Sport Fish. Wildl. 64: 131-132.

Swedberg, D. 1969. Chronic toxicity of insecticides to cold-water fish. Progress in Sport Fisheries Research, U.S. Bur. Sport Fish. Wildl. 88: 8-9.

Swedberg, D. and Eller, L.L. 1968. Methoxychlor-caused effects on cutthroat trout physiology. Progress in Sport Fisheries Research, U.S. Bur. Sport Fish. Wildl. 77: 107-108.

Tarzwell, C.M. 1959. The toxicity of some organic insecticides to fishes. Proc. 12th Annual Conf., S.E. Assoc. Game Fish Comm. pp. 233-239.

Tegeris, A.S., Earl, F.L., Smalley, H.E., Jr. and Curtis, J.M. 1966. Methoxychlor toxicity. Comparative studies in the dog and the swine. Arch. Environ. Health 13: 776-787.

Turk, J.T. 1980. Applications of Hudson River Basin PCB - Transport studies. In Contaminants and Sediments Volume 1. Fate and transport, case studies, modelling, toxicity. Edited by R.A. Baker. Ann Arbor Science, Ann Arbor, Mich. pp. 171-183.

Uchrin, C.G. and Weber, W.J., Jr. 1980. Modelling of transport processes for suspended solids and associated pollutants in river harbour - lake systems. In Contaminants and Sediments Volume 1. Fate and transport, case studies, modelling, toxicity. Edited by R.A. Baker. Ann Arbor Science, Ann Arbor, Mich. pp. 407-425.

Uthe, J.F., Freeman, H.C., Mounib, S. and Lockhart, W.L. 1980. Selection of biochemical techniques for detection of environmentally induced sublethal effects in organisms. Rapp. P.-V. Réun. Cons. Int. Explor. Mer. 179: 39-47.

Van Voris, P., O'Neill, R.V., Emanuel, W.R. and Shugart, H.H. 1980. Functional complexity and ecosystem stability. Ecology 61: 1352-1360.

Waide, J.B., Schindler, J.E., Waldron, M.C., Hains, J.J., Schreiner, S.P., Freedman, M.L., Benz, S.L., Pettigrew, D.P., Schissel, L.A. and Clark, P.J. 1980. A microcosm approach to the study of biogeochemical systems. 2. Responses of aquatic laboratory microcosms to physical, chemical and biological perturbations. In Microcosms in ecological research. Edited by J.P. Geisy. U.S. Department of Energy, CONF-781101, U.S. Department of Commerce, Springfield, Virginia. pp. 204-223.

Waiwood, K.G. and Johansen, P.H. 1974. Oxygen consumption and activity of the white sucker (Catostomus commersoni) in lethal and non-lethal levels of the organochlorine insecticide, methoxychlor. Water Res. 8: 401-406.

Wakeham, S.G. and Farrington, J.W. 1980. Hydrocarbons in contemporary aquatic sediments. In Contaminants and Sediments. Volume 1. Fate and transport, case studies, modelling, toxicity. Edited by R.A. Baker. Ann Arbor Science, Ann Arbor, Mich. pp. 271-287.

Wallace, R.R. 1973. The effects of methoxychlor (1,1,1-trichloro-2, 2-bis (p-methoxyphenyl) ethane) on and the accumulation of methoxychlor in some insects of running waters. Ph.D. Thesis, University of Waterloo, Waterloo. 151 pp.

Wallace, R.R. and Hynes, H.B.N. 1981. The effect of chemical treatments against blackfly larvae on the fauna of running waters. In Blackflies. The future for biological methods in integrated control. Edited by M. Laird. Academic Press, New York. pp. 237-258.

Wallace, R.R., West, A.S., Downe, A.E.R. and Hynes, H.B.N. 1973. The effects of experimental blackfly (Diptera:Simuliidae) larviciding with abate, dursban and methoxychlor on stream invertebrates. Can. Entomol. 105: 817-831.

Wallace, R.R., Hynes, H.N.B. and Merritt, W.F. 1976. Laboratory and field experiments with methoxychlor as a larvicide for Simuliidae (Diptera). Environ. Pollut. 10: 251-269.

Wedemeyer, G.A. and McLeay, D.J. 1981. Methods for determining the tolerance of fishes to environmental stressors. In Stress and fish. Edited by A.D. Pickering. Academic Press, London. pp. 247-275.

Welch, R.M., Levin, W. and Conney, A.H. 1969. Estrogenic action of DDT and its analogs. Toxicol. Appl. Pharmacol. 14: 358-367.

West, P.R. 1982. Data submitted to Panel. University of Victoria, Victoria, B.C.

West, P.R. and Chaudhary, S.K. 1983. Variation of impurity levels in commercial formulations of methoxychlor. Submitted to J. Assoc. Off. Anal. Chem.

West, P.R., Chaudhary, S.K., Branton, G.R. and Mitchell, R.H. 1982. High performance liquid chromotographic analysis of the impurities and degradation products of methoxychlor. J. Assoc. Off. Anal. Chem. 65: 1457-1470.

Williams, D.D. and Hynes, H.B.N. 1976. The recolonization mechanisms of stream benthos. Oikos 27: 265-272.

Wolfe, N.L., Zepp, R.G., Baughman, G.L., Fincher, R.C. and Gordon, J.A. 1976. Chemical and photochemical transformation of selected pesticides in aquatic systems. Environ. Prot. Agency (U.S.) Rep. EPA-600/3-76-067. 55 pp.

Zepp, R.G. and Schlotzhauer, P.F. 1981. Effects of equilibrium time on photoreactivity of the pollutant DDE sorbed on natural sediments. Chemosphere 10: 453-460.

Zepp, R.G., Wolfe, N. Lee., Gordon, J.A. and Fincher, R.C. 1976. Light induced transformations of methoxychlor in aquatic systems. J. Agric. Food Chem. 24: 727-733.

Zitko, V. 1980. The analysis of aquatic sediments for organic compounds. In Contaminants and Sediments Volume 2. Analysis, Chemistry and Biology. Edited by R.A. Baker. Ann Arbor Science, Ann Arbor, Mich. pp. 89-100.

INDEX DES MATIÈRES

N.B. Les références indiquent le CHAPITRE, LA SECTION, LA SOUS-SESCTION, etc., autrement dit, 343 indique le Chapitre 3, la Section 4, la Sous-section 3.

Abondance, 32, 321, 323, 331
  Voir aussi Communauté-Structure
Adsorption, 6221, 6222, 623, 6312, 6331
Agents tensio-actifs, 6222
Alimentation, 50, 51, 52
Analyse du groupe, 321, 331, 332

Benthos, Voir Méthode d'échantillonnage-Benthos; Résidus-Benthos
Bioconcentration, 211, 332, 51
Biomasse, 32, 321, 331
  Voir aussi Communauté-Structure

Charge de ruissellement, 60, 61, 621, 6221, 6222, 623
  Voir aussi Méthodes d'échantillonage-Sédiments
Charriage, 60, 61, 623, 6312
  Voir aussi Méthode d'échantillonnage-Charriage; Résidus-Charriage
CL_{50}
  Invertébrés, 31
  Poisson, 211
  Voir aussi Toxicité; Méthoxychlore-Exposition
Coefficient de partage, 621, 623
Coefficient de partage octanol-eau, 621
Communauté
  Fonction, 333, 34
  Stabilité, 321, 331, 333, 34
  Structure, 32, 321, 324, 332, 34
Composition de l'eau, 211, 212, 31, 322, 621, 6313, 6331
  Contamination, 50, 52, 60, 61, 62
  Dureté, 211
  Oxygène dissous, 211, 21
  pH, 211
  Salinité, 211
  Température, 211
Concentré émulsifiable, 23, 60, 621, 6321, 6322
  Voir aussi Méthoxychlore-Préparation
Crésol, 211
Critères, Écologiques, 30, 32, 321, 34
Critères, Toxicologiques, 30, 62

DDT, 41
Dégradation microbienne, 34, 6331
Dépôt, 6313
Dérive, 32, 322, 324, 331, 332, 333
Dilution du combustible, 6322
Dispersion, 322, 6313
Diversité, 321, 331, 332
  Voir aussi Communauté-Structure

Eau potable, 50, 52
Économies, 34
Écosystèmes, 30, 321, 333, 34
  Voir aussi Communauté; Critères-Écologiques; Effet sur l'environnement
Effet sur l'environnement
  Évaluation, 211, 212, 22, 30, 31, 321, 324, 33, 332, 34, 61, 6313
  Importance, 333, 6313
  Préparation des études, 211, 212, 22, 32, 321, 34
Effet sur l'environnement (suite)
  Voir aussi Méthoxychlore-Exposition; Mammifères; Organismes non visés; Poisson
Effets, Voir Effet sur l'environnement
Élimination, Voir Méthoxychlore-Élimination
Émergence, Voir Invertébrés-Émergence
Études de base, 331, 332, 333, 34
Études in situ, 20, 211, 212, 22
  Voir aussi Système de la rivière Athabaska; Système de la rivière Saskatchewan
Exposition, Voir Méthoxychlore-Exposition

Facteur de sécurité, 22, 23
Foie, 211, 41

Glaciation, 32

Homéostasies, 212
Hormones, 212
  Voir aussi Oestrogène
Humains
  Carcinome, 41
  Eau potable, 50, 51
  Poisson dans l'alimentation, 50, 51
  Voir aussi Mammifères; Méthoxychlore-Exposition
Hydrolyse, 6331

Inanition, 211, 212, 22
Indices de ressemblance, 321, 332
Invertébrés, 23, 30, 31, 32, 323, 324, 331, 332
  Dérivants, Voir Dérive
  Échantillonnage, Voir Méthode d'échantillonnage-Benthos; Méthodes d'échantillonnage-Invertebrés
  Émergence, 32, 323, 324, 331
  Voir aussi Lutte contre les mouches noires; Organismes non visés
Irradiation sonore, 6312

Lac Supérieur, 6313
Lutte contre les mouches noires, 31, 322, 33, 332, 333

Mammifères, 40
  Carcinome chez les, 41
  Exposition au méthoxychlore, 50, 51, 6331
    Mouton, 43
    Outres, 51
    Rats, 41, 42, 43, 44, 45
    Souris, 41, 42
    Vaches, 44
  Voir aussi Humains; Méthoxychlore-Exposition
Mélange, 50, 52, 6221, 6222, 6313
Méthodes d'échantillonnage
  Benthos, 32, 321, 322, 323, 324, 331, 332, 333
  Charriage, 60, 61, 623, 6312, 6313
  Eau, 211, 333, 50, 52, 60, 61, 62, 621, 6221, 6312, 6313, 6331
  Invertébrés, 332, 333
  Poisson, 50, 51, 6312
  Sédiments, 60, 61, 62, 621, 6221, 623, 6312, 6313, 6331
  Voir aussi Résidus; Méthoxychlore

Méthoxychlore
Application, 60
Dégradation, 623, 63, 6313, 6331, 6332
Détermination, 51, 61, 6312
Dosage, 53, 631, 6311, 6321
Effets cancérogènes, 41
Elimination, 211, 51, 621, 6331
Exposition du
Humains, 50, 51, 52
Voir aussi Humains
Mammifères, 40, 41
Voir aussi Mammifères
Organismes non visés, 31, 331, 332, 333, 51, 61, 621
Poisson, 20, 211, 212, 22
Voir aussi Invertébrés; Organismes non visés
Fabrication, 6321
Impuretés, 41, 42, 43, 63, 6321, 6322
Ingestion, 50, 51, 52
Liaison, 6312
Métabolites, 43
Persistance, 61, 621, 6221, 63, 6313
Préparation, 211, 23, 322, 621, 6321, 6322
Propriétés, 6221, 6222, 623
Toxicologie, 40, 41, 42, 43, 44, 45, 6322
Traitements, 331, 60, 623
Micelles, 62, 621, 6222, 6322, 6331
Voir aussi Méthoxychlore-Préparation

Oiseaux, 51
Organismes non visés, 30, 31, 331, 332, 333
Voir aussi Invertébrés; Méthodes d'échantillonnage-Benthos; Méthode d'échantillonnage-Invertébrés; Méthoxychlore-Exposition
Organochlorés, 211, 6312, 6313, 6332
Oxydation, 6331, 6332

Phénols, 211
Photolyse, 6322, 6331
Photosynthèse, 34
Poisson, 211, 212, 22, 23, 50, 51, 52, 6312, 6313
Adulte, 211, 212
Alimentation, 211, 212, 22
Contaminé, 50, 51, 52
Croissance, 211, 22
Effet sur la préparation de méthoxychlore, 23
Voir aussi Méthoxychlore-Préparation
en Cage, 21
Exposition au méthoxychlore, 211, 212, 22
Ingestion, 50, 51, 6331
Jeune, 22
Taille, 211, 51
Teneur en méthoxychlore dans le, 211, 50, 51, 6312
Poisson insectivore, 211, 212
Voir aussi Poisson-Alimentation
Poissons
Bar rayé (Morone saxatilis), 211
Barbue de rivière (Ictalurus punctatus), 211
Brochet (Esox lucius), 211
Carpe (Cyprinus carpio), 211
Crapet arlequin (Lepomis macrochirus), 211
Crapet vert (Lepomis cyanellus), 211
Doré (Stizostedion vitreum), 211
Doré noir (Stizostedion canadense), 211
Epinoche à quatre épines (Gasterosteus aculeatus), 211

Poissons (suite)
Fundulus hétéroclite (Fundulus heteroclitus), 211
Laquaiche (Hiodon alosoides), 211, 332, 51
Mêné tête-de-mouton (Cyprinodon variegatus), 211, 22
Meunier noir (Catostomus commersoni), 211, 22
Muge cabot (Mugil cephalus), 211
Perche (Perca flavescens), 211
Poisson arc-en-ciel (Lebistes reticulatus), 211
Saumon atlantique (Salmo salar), 211, 22
Saumon Chinook (Oncorhynchus tshawytscha), 211
Saumon Coho (Oncorhynchus kisutch), 211
Tanche (Tinca tinca), 211
Tête-de-boule (Pimephales promelas), 211
Truite arc-en-ciel (Salmo gairdneri), 211, 23, 51
Truite brune (Salmo trutta), 211
Truite de ruisseau (Salvelinus fontinalis), 22
Truite fardée (Salmo clarki), 211
Voir aussi Poisson
Pollution, 30, 6312
Voir aussi Effet sur l'environnement
Pouvoir cancérogène, 40, 41
Pouvoir mutagène, 40, 42
Pouvoir oestrogène, 40, 41, 43, 6322, 6332, Essai, 43
Pouvoir tératogène, 40, 45
Prédation, 31, 321, 332, 333
Préférence de température, 22
Préparation, Voir Méthoxychlore-Préparation
Préparation en particules, 23
Voir aussi Méthoxychlore-Préparation
Prise de décision, 34
Productivité
Primaire, 332, 34
Secondaire, 331, 333

Recolonisation, 324, 331, 333
Reproduction, 40, 44
Eclosion des oeufs (insectes), 331
Frai (poisson), 22
Tumeurs (mammifères), 41
Résidus
Charriage, 60, 61
Voir aussi Charriage; Méthodes d'échantillonnage-Charriage
Eau, 60, 61, 6331
Lac Athabasca, 6312
Liaison, 6312, 6331
Poisson, 211, 6331
Sédiments, 60, 61, 6221, 6312, 6331
Résidus liés, 6312
Voir aussi Résidus
Rétablissement, 6312, 6313
Voir aussi Méthodes d'échantillonnage; Méthoxychlore-Elimination; Méthoxychlore-Persistance
Rivières, 32, 324, 333, 34, 60
Barrages, 332
Débit, 6313
Fond, 623
Grosseur, 32
Mélange, 331, 332
Voir aussi Système de la rivière Athabasca; Système de la rivière Saskatchewan

Salmonidés, 212
  Voir aussi la liste des poissons
Scientifiques, 34
Sédimentation, 6331
Sédiments, 60, 61, 62, 621, 6221, 623, 6313, 6332
  Voir aussi Charge de ruissellement; Méthodes d'échantillonnage-Sédiments; Résidus-Sédiments
Stress, 211, 212, 321, 322, 34
Substrats artificiels, 324, 331, 332
  Voir aussi Méthode d'échantillonnage
Suspensions, 6331
Système de la rivière Athabasca, 30, 32, 33, 331, 333, 34, 50, 51, 60, 61, 621, 6221, 623, 6312, 6313, 6331
Système de la rivière Saskatchewan, 30, 33, 332, 333, 34, 50, 51, 60, 6331

Toxicité, 20
  Aiguë, 211, 22
  Chronique, 20, 212
  Dose multiple, 212
  Pour les organismes non visés, 31, 333
  Voir aussi Concentré émulsifiable; Méthoxychlore-Préparation

Voie critique, 6313

Xylènes, 6222, 6331

PUBLICATIONS

of the
du

Environmental Secretariat
Secrétariat de l'environnement

NRCC Associate Committee on Scientific Criteria for Environmental Quality
CNRC-Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement

NRCC No. CNRC n°	
12678	Inventory of Pollution-Relevant Research in Canada. Interim Report, Vols. 1, 2. Etat de recherches sur la pollution au Canada. Rapport provisoire, Tomes 1, 2. 1972. 310 pp. $6.50. (Out of print - Edition épuisée)
14108	Inventory of Pollution-Relevant Research in Canada. Vols. 3, 4. Etat de recherches sur la pollution au Canada. Tomes 3, 4. 1975. 558 pp. $6.50.
12226	Environmental Fluoride (Special Report). 1971. 39 pp.
12226	Le fluor dans l'environnement. 1971. 41 pp.
13079	Detection and Inactivation of Enteroviruses in Water. 1973. 26 pp. $1.25.
13080	Problems and Selection of Topics for Compilation of Cause/Effect Data. 1973. 51 pp. $1.25.
13236	Détection et inactivation des entérovirus dans l'eau. 1973. 30 pp. $1.25.
13339	Problèmes et choix de thèmes en vue d'une compilation de données cause/effet. 1974. 45 pp. $1.25.
13501	The Effects of Pulp and Paper Wastes on Aquatic Life with Particular Attention to Fish and Bioassay Procedures for Assessment of Harmful Effects. 1973. 60 pp. $2.50.
13502	L'effet des déchets de pâtes et papier sur la vie aquatique. 1974. 75 pp. $2.50.
13566	A Criteria Digest on Radioactivity in the Environment. 1974. 53 pp. $1.50.
13567	Un résumé de critères sur la radioactivité dans l'environnement. 1974. 45 pp. $1.50.
13682	Lead in the Canadian Environment. 1973. 116 pp. $2.00. (Out of print - See NRCC 16736).
13683	Le plomb dans l'environnement canadien. 1973. 130 pp. $2.00. (Edition épuisée - voir CNRC 16737).
13684	Picloram: The Effects of Its Use as a Herbicide on Environmental Quality. 1974. 128 pp. $5.00.
13685	Piclorame: les effets de son utilisation comme herbicide sur l'état de l'environnement. 1974. 130 pp. $1.00.
13686	A Method of Monitoring Nationally for Possible Delayed Effects of Various Occupational Environments. 1974. 42 pp. $1.25.
13687	Une méthode de surveillance nationale des effets possibles, à long terme, du milieu professionnel sur la santé. 1974. 40 pp. $1.25.
13688	Environmental Cause/Effect Phenomena Relating to Technological Development in the Canadian Arctic. 1974. 125 pp. $2.00.
13689	Phénomènes environnementaux de cause à effet liés au progrès technique dans l'arctique. 1974. 128 pp. $2.00.
13690	The Application of the Phosphorus Loading Concept to Eutrophication Research. 1974. 42 pp. $1.25.
13691	Application du concept de la vitesse d'apport de phosphore par unité de surface à la recherche sur l'eutrophisation. 1974. 44 pp. $1.25.

Available through prepaid purchase orders from

En vente, moyennant commandes prepayées, au Service des

Publications, NRCC/CNRC
Ottawa, Ontario K1A 0R6

NRCC No.
CNRC n°

14094 Chlordane: Its Effects on Canadian Ecosystems and Its Chemistry. 1974. 189 pp. $1.00.

14095 Chlordane: ses effets sur les ecosystèmes canadiens et sa chimie. 1975. 192 pp. $1.00.

14096 Photochemical Air Pollution: Formation, Transport and Effects. 1975. 224 pp. $2.50.

14097 La pollution photochimique de l'air: sa formation, son transport et ses effets. 1976. 203 pp. $2.50.

14098 Endosulfan: Its Effects on Environmental Quality. 1975. 100 pp. $1.25.

14099 Endosulfan: ses effets sur l'état de l'environnement. 1976. 98 pp. $1.25.

14100 Waterborne Dissolved Oxygen Requirements and Criteria With Particular Emphasis on the Canadian Environment. 1975. 111 pp. $2.00.

14101 Exigences et critères relatifs à l'oxygène dissous dans l'eau, et leurs particularités à l'environnement canadien. 1976. 111 pp. $2.00.

14102 Methoxychlor: Its Effects on Environmental Quality. 1975. 164 pp. $2.00.

14103 Méthoxychlore: ses effets sur l'état de l'environnement. 1976. 161 pp. $2.00.

14104 Fenitrothion: The Effects of Its Use on Environmental Quality and Its Chemistry. 1975. 162 pp. $2.00.

14105 Fénitrothion: effets de son utilisation sur l'état de l'environnement, et sa chimie. 1976. 164 pp. $2.00.

14106 Arboviruses and Human Health in Canada. 1975. 35 pp. $1.25.

14107 Arbovirus pathogènes au Canada. 1976. 40 pp. $1.25.

14109 Waste Heat in the Aquatic Environment. 1975. 40 pp. $1.00.

14110 Pollution thermique de l'environnement aquatique. 1976. 68 pp. $1.00.

15015 Sulphur and Its Inorganic Derivatives in the Canadian Environment. 1977. 426 pp. $5.00.

15016 Le soufre et ses dérivés minéraux dans l'environnement canadien. 1978. 441 pp. $5.00.

15017 Effects of Chromium in the Canadian Environment. 1976. 168 pp. $2.00.

15018 Les effets du chrome dans l'environnement canadien. 1977. 162 pp. $2.00.

15019 The Effects of Alkali Halides in the Canadian Environment. 1977. 171 pp. $2.00.

15020 Les effets des halogénures alcalins dans l'environnement canadien. 1977. 171 pp. $2.00.

15021 The Effects of Petroleum Refinery Liquid Wastes on Aquatic Life, with Special Emphasis on the Canadian Environment. 1976. 77 pp. $2.00.

15022 Les effets des déchets liquides du raffinage du pétrole sur la vie aquatique, particulièrement dans l'environnement canadien. 1977. 86 pp. $2.00.

15023 NTA (Nitrilotriacetic Acid) - An Ecological Appraisal. 1976. 46 pp. $1.25.

15024 NTA (acide nitrilotriacétique) - une analyse écologique. 1977. 48 pp. $1.25.

15383 Effects of Noise on Man. 1976. 87 pp. $2.50.

15384 Les effets du bruit sur l'homme. 1977. 92 pp. $2.50.

15385 *Bacillus thuringiensis*: Its Effects on Environmental Quality. 1976. 133 pp. $2.00.

15386 *Bacillus thuringiensis*: ses effets sur l'état de l'environnement. 1977. 127 pp. $2.00.

15387 Medicare Data: Its Use in Defining the Effects of the Environment on Health. 1977. 164 pp. $2.50.

15388 Les statistiques de l'assurance-maladie et leur rôle dans la définition de l'influence de l'environnement sur la santé. 1978. 166 pp. $2.50.

NRCC No.
CNRC n°

15389 Fenitrothion: The Long Term Effects of Its Use in Forest Ecosystems - Current Status. 1977. 18 pp. $1.00.

16074 Fénitrothion: effets à long terme de son utilisation dans les écosystèmes forestiers - situation actuelle. 1977. 20 pp. $1.00.

15391 Effects of Arsenic in the Canadian Environment. 1978. 363 pp. $2.00.

15392 Les effets de l'arsenic sur l'environnement canadien. 1979. 415 pp. $2.00.

16073 Proceedings of a Symposium on Fenitrothion: The Long-Term Effects of Its Use in Forest Ecosystems. Comptes rendus du symposium sur le fénitrothion: les effets à long terme de son utilisation dans les écosystèmes forestiers. 1977. 628 pp. $10.00.

16075 Phenoxy Herbicides: Their Effects on Environmental Quality with Accompanying Scientific Criteria for 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-Dioxin (TCDD). 1978. 440 pp. $10.00.

16076 Herbicides phénoxy - analyse de leurs effets sur l'état de l'environnement accompagnée de critères scientifiques à l'égard de la 2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-p-dioxine (TCDD). 1979. 452 pp. $2.00.

16077 Polychlorinated Biphenyls: Biological Criteria for an Assessment of Their Effects on Environmental Quality. 1978. 172 pp. $2.00.

16078 Polychlorobiphényles: critères biologiques pour évaluer leurs effets sur l'état de l'environnement. 1979. 208 pp. $2.00.

16079 Ecotoxicology of Chlorpyrifos. 1978. 314 pp. $2.00.

16080 Ecotoxicologie du chlorpyrifos. 1979. 250 pp. $2.00.

16081 Environmental Fluoride 1977. 1978. 152 pp. $5.00.

16082 Le fluorure dans l'environnement, 1977. 1979. 175 pp. $2.00.

16446 Effects of Ultraviolet Radiation on Man. 1978. 90 pp. $2.00.

16447 Les effets du rayonnement ultraviolet sur l'homme. 1979. 91 pp. $2.00.

16448 The Biological Effects of Radio-frequency and Microwave Radiation. 1979. 244 pp. $5.00.

16449 Effets biologiques des radiofréquences et des micro-ondes. 1980. 244 pp. $5.00.

16450 The Aqueous Chlorination of Organic Compounds: Chemical Reactivity and Effects on Environmental Quality. 1978. 136 pp. $5.00.

16451 Chloration en milieu aqueux de composés organiques: réactivité chimique et effets sur l'état de l'environnement. 1979. 149 pp. $2.00.

16452 Effects of Asbestos in the Canadian Environment. 1979. 185 pp. $3.00.

16453 Les effets de l'amiante dans l'environnement au Canada. 1980. 202 pp. $3.00.

16454 Copper in the Aquatic Environment: Chemistry, Distribution, and Toxicology. 1979. 227 pp. $3.00.

16455 Le cuivre dans l'environnement aquatique: chimie, répartition et toxicologie. 1980. 249 pp. $3.00.

16736 Effects of Lead in the Environment - 1978. Quantitative Aspects. 1979. 779 pp. $10.00.

16737 Effets du plomb dans l'environnement - 1978. Aspects quantitatifs. 1980. 853 pp. $5.00.

16738 Report of a Special Conference on Hearing Threshold Levels of "Isolated" Human Populations. Comptes rendus du symposium spécial sur les niveaux d'audition des populations humaines "isolées". 1978. 104 pp. $3.00.

16739 Effects of Mercury in the Canadian Environment. 1979. 290 pp. $3.00.

16742 Effets du mercure dans l'environnement au Canada. 1980. 292 pp. $3.00.

NRCC No.
CNRC n°

16740 Carbofuran: Criteria for Interpreting the Effects of Its Use on Environmental Quality. 1979. 191 pp. $2.00.

16741 Carbofurane: critères pour interpréter les effets de son utilisation sur l'état de l'environnement. 1980. 184 pp. $2.00.

16743 Effects of Cadmium in the Canadian Environment. 1979. 148 pp. $5.00.

16744 Les effets du cadmium dans l'environnement canadien. 1979. 150 pp. $3.00.

16745 Effects of Lead in the Canadian Environment - 1978. Executive Report.
Effets du plomb dans l'environnement canadien - 1978. Rapport administratif.
1979. 24 pp. $1.00.

17581 Water Hardness, Human Health, and the Importance of Magnesium. 1979. 119 pp. $3.00.

17582 Dureté de l'eau, santé et importance du magnésium. 1980. 123 pp. $3.00.

17583 Phthalate Esters in the Aquatic Environment. 1980. 108 pp. $3.00.

17584 Esters phtaliques dans l'environnement aquatique. 1981. 110 pp. $3.00.

17585 Executive Reports: Effects of Chromium, Alkali Halides, Arsenic, Asbestos, Mercury, and Cadmium in the Canadian Environment. 80 pp.
Rapports Administratifs: effets du chrome, des halogénures alcalins, de l'arsenic, de l'amiante, du mercure, et du cadmium sur l'environnement canadien. 92 pp.
1980. $3.00.

17586 A Case Study of a Spill of Industrial Chemicals - Polychlorinated Biphenyls and Chlorinated Benzenes. 1980. $5.00.

17587 Effects of Yellow Phosphorus in the Canadian Environment. 1981. 110 pp. $3.00.

17588 Effets du phosphore blanc sur l'environnement canadien. 1981. 112 pp. $3.00.

17589 Zinc in the Aquatic Environment: Chemistry, Distribution, and Toxicology. 1981. 145 pp. $3.00.

17590 Le zinc dans l'environnement aquatique: chimie, répartition et toxicologie. 1981. 152 pp. $3.00.

18128 Intestinal Parasites of Man in the Canadian Environment. 1980. 69 pp. $2.00.

18129 Les parasites intestinaux de l'homme dans l'environnement canadien. 1980. 70 pp. $2.00.

18130 The Ecological Consequences of Dredging and Dredge Spoil Disposal in Canadian Waters.
1982. 142 pp. $5.00.

18131 Les conséquences écologiques du dragage et de l'élimination des résidus du dragage dans les eaux canadiennes. 1983. 150 pp. $5.00.

18132 Effects of Vanadium in the Canadian Environment. 1980. 94 pp. $2.00.

18133 Effets du vanadium dans l'environnement canadien. 1981. 92 pp. $2.00.

18134 Radioactivity in the Canadian Environment. 1980. 129 pp. $3.00.

18135 La radioactivité dans l'environnement canadien. 1981. 133 pp. $3.00.

18156 The Report of the *ad hoc* Panel Convened by the National Research Council of Canada to Review the Spill of Polychlorinated Biphenyls at the Federal Pioneer Ltd. Site in Regina, Saskatchewan. 30 January 1980. 15 pp.

18467 Hydrogen Sulfide in the Atmospheric Environment: Scientific Criteria for Assessing its Effects on Environmental Quality. 1981. 196 pp. $5.00.

18468 Sulfure d'hydrogène dans l'environnement atmospherique: critères scientifiques pour évaluer ses effets sur la qualité de l'environnement. 1982. 204 pp. $5.00.

NRCC No.
CNRC n°

18469 Ethylenethiourea: Criteria for the Assessment of its Effects on Man. 1980. 149 pp. $3.00.

18470 Ethylène-thiourée: critères pour évaluer ses effets sur l'homme. 1981. 187 pp. $3.00.

18471 Pesticide-Pollinator Interactions. 1981. 190 pp. $5.00.

18472 Interactions entre pesticides et pollinisateurs. 1981. 223 pp. $5.00.

18473 Effects of Aerosols on Atmospheric Processes. 1982. 208 pp. $8.00.

18474 Effets des aérosols sur les processus atmosphériques. 1983. 230 pp. $8.00.

18475 Acidification in the Canadian Aquatic Environment: Scientific Criteria for Assessing the Effects of Acidic Deposition on Aquatic Ecosystems. 1981. 369 pp. $10.00.

18476 Acidification dans l'environnement aquatique au Canada: critères scientifiques pour évaluer les effets du dépôt acide sur les écosystèmes aquatiques. 1982. 377 pp. $10.00.

18564 Effects of Inhaled Particles on Human Health: Influence of Particle Size and Shape. 1982. 177 pp. $8.00.

18565 Effets sur la santé des particules absorbées par voie respiratoire: influence de leur taille et de leur forme. 1983. 195 pp. $8.00

18566 Thermal Effects Upon Fishes. 1982. 200 pp. $8.00.

18567 Effets de la pollution thermique sur les poissons. 1983. 210 pp. $8.00.

18568 Effects of Nickel in the Canadian Environment. 1981. 352 pp. $4.00.

18569 Effets du nickel sur l'environnement canadien. 1982. 347 pp. $4.00.

18570 A Screen for the Relative Persistence of Lipophilic Organic Chemicals in Aquatic Ecosystems - An Analysis of the Role of a Simple Computer Model in Screening.
I. A Simple Computer Model as a Screen for Persistence.
II. An Introduction to Process Analyses and Their Use in Preliminary Screens of Chemical Persistence.
1981. 302 pp. $8.00.

18571 Contrôle de la persistance relative de produits organiques lipophiles dans les écosystèmes aquatiques - analyse du rôle d'une simple simulation par ordinateur. 1982. 335 pp. $8.00.

18572 Effects of Propoxur on Environmental Quality with Particular Reference to its Use for Control of Biting Flies. 1982. 238 pp. $8.00.

18573 Les effets du propoxur sur la qualité de l'environnement, notamment quant à son emploi dans la lutte contre les insectes piqueurs. 1982. 253 pp. $8.00.

18574 Polychlorinated Dibenzo-p-Dioxins: Criteria for Their Effects on Man and his Environment. 1981. 251 pp. $8.00.

18575 Polychlorodibenzo-p-dioxines: critères relatifs à leurs effets sur l'homme et son environnement. 1982. 276 pp. $8.00.

18576 Polychlorinated Dibenzo-p-Dioxins: Limitations to the Current Analytical Techniques. 1981. 184 pp. $8.00.

18577 Polychlorodibenzo-p-dioxines: limites des méthodes analytiques actuelles. 1982. 186 pp. $8.00.

18578 Chlorinated Phenols: Criteria for Environmental Quality. 1982. 191 pp. $8.00.

18579 Chlorophénols: critères pour évaluer leurs effets sur l'état de l'environnement. 1982. 217 pp. $8.00.

18976 Farm Animal Manures in the Canadian Environment. 1983. 139 pp. $8.00

18977 L'effet du fumier dans l'environnement canadien. 1983. 145 pp.

18978 Workshop on the Combined Effects of Xenobiotics.
Atelier sur les effets combinés des xenobiotiques.
1982. 253 pp. $8.00.

NRCC No.
CNRC n°

18979 Aminocarb: The Effects of its Use on the Forest and the Human Environment. 1982. 253 pp. $8.00.

18980 Aminocarbe: effets de son utilisation sur la forêt et l'environnement. 1983. 271 pp. $8.00

18981 Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Aquatic Environment: Formation, Sources, Fate and Effects on Aquatic Biota. 1983. 209 pp. $8.00

18983 The Need for New Directions in Toxicological Funding.
Le besoin d'une nouvelle politique en ce qui concerne les subventions dans le domaine toxicologique.
1982. 11 pp. $2.00.

19244 Ultrasound: Characteristics and Biological Action. 1981. 284 pp. $8.00.

19245 Les ultrasons: caractéristiques et action biologique. 1982. 284 pp. $8.00.

19246 The Effects of Cyanides on Aquatic Organisms with Emphasis upon Freshwater Fishes. 1982.
139 pp. $5.00.

19247 Effets des cyanures sur les organismes aquatiques, notamment sur les poissons d'eau douce.
1983. 144 pp. $5.00.

19248 Biting Flies in Canada: Health Effects and Economic Consequences. 1982. 157 pp. $5.00.

19249 Insectes piqueurs au Canada: effets sur la santé et conséquences économiques. 1983. 169 pp.
$5.00.

19250 Radioactivity in the Canadian Aquatic Environment. 1983. 292 pp. $8.00

19251 La radioactivité dans l'environnement aquatique an Canada. 1983. 292 pp. $8.00

19252 Data Sheets on Selected Toxic Elements. 1982. 61 pp. $5.00.

19253 Fiches de données sur certains éléments toxiques. 1983. 48 pp. $5.00

20640 Cold: Special Aspects in the Canadian North. 1983. 33 pp. $3.00.

20641 Aspects particuliers du froid dans le nord canadien. 1983. 33 pp. $3.00

20642 Proceedings of a Symposium on Monitoring and Assessment of Airborne Pollutants with Special Emphasis on Long-range Transport and Deposition of Acidic Materials *and* Workshop on Air and Precipitation Monitoring Networks.
Comptes rendus du symposium sur la surveillance et l'évaluation des polluants en suspension dans l'air et notamment sur le transport à grande distance et le dépôt de substances acides *et* Atelier sur les réseaux de surveillance de l'air et des précipitations.
1983. 502 pp. $8.00.

20643 Interactions of Selenium. 1983. 85 pp. $5.00

20644 Interactions du sélénium avec d'autres éléments. 1983. 85 pp. $5.00

20645 Impact Assessments in Lotic Environments - Methoxychlor. 1983. 130 pp. $5.00

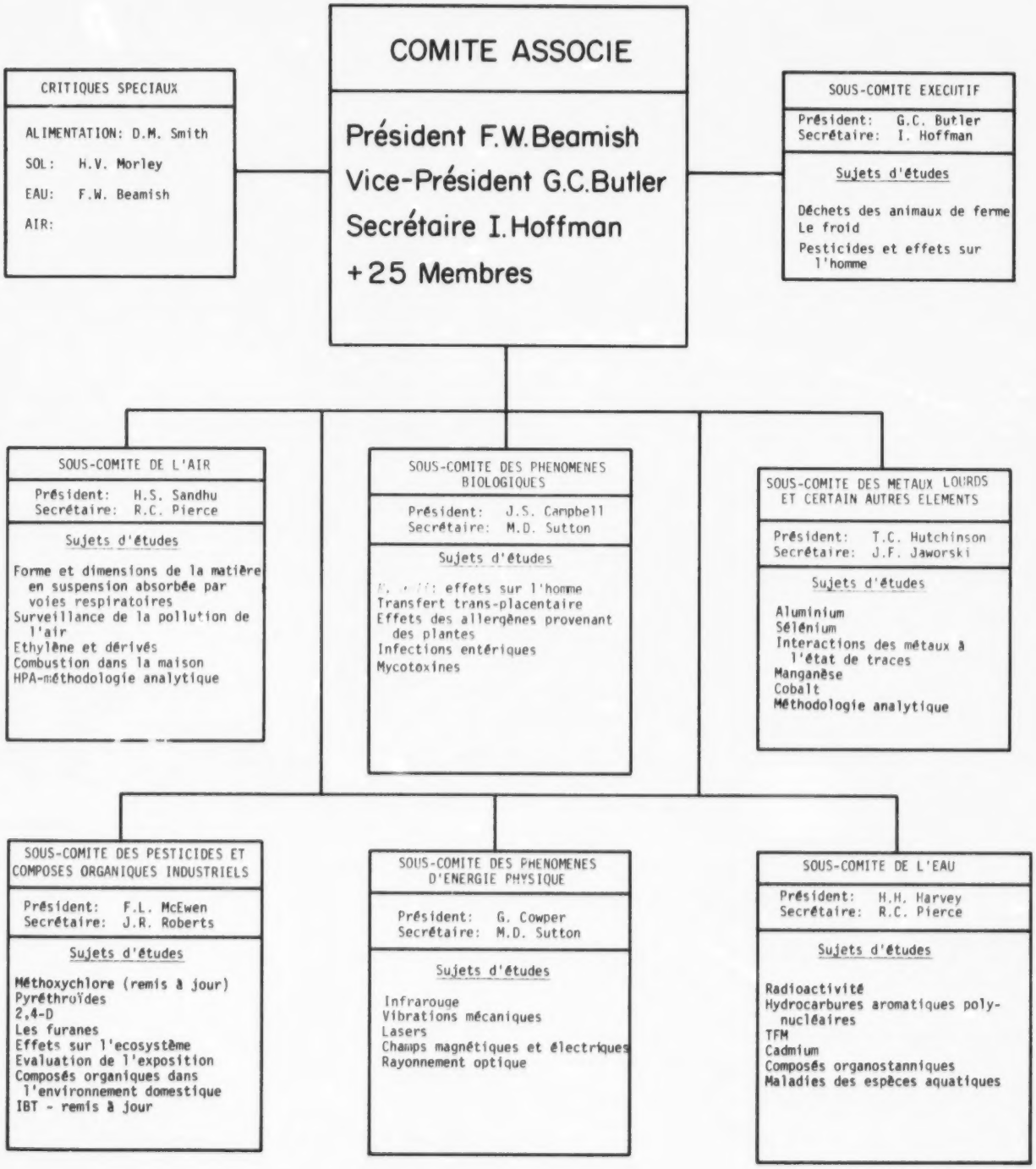
20646 Evaluation des effets du méthoxychlore dans les milieux lotiques. 1984. 144 pp. $5.00

20647 2,4-D: Some Current Issues. 1983. 99 pp. $5.00

Available through prepaid purchase orders from

En vente, moyennant commandes prepayées, au Service des

Publications, NRCC/CNRC
Ottawa, Ontario K1A 0R6

ORGANIGRAMME

COMITE ASSOCIE SUR LES CRITERES SCIENTIFIQUES CONCERNANT L'ETAT DE L'ENVIRONNEMENT